



Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger i Lillebælt 2015

Nielsen, Pernille; Nielsen, Carsten Fomsgaard; Geitner, Kerstin; Petersen, Jens Kjerulf

Publication date:
2015

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Nielsen, P., Nielsen, C. F., Geitner, K., & Petersen, J. K. (2015). *Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger i Lillebælt 2015*. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua-rapport No. 292-2015
http://www.aqua.dtu.dk/Publikationer/Forskningsrapporter/Forskningsrapporter_siden_2008

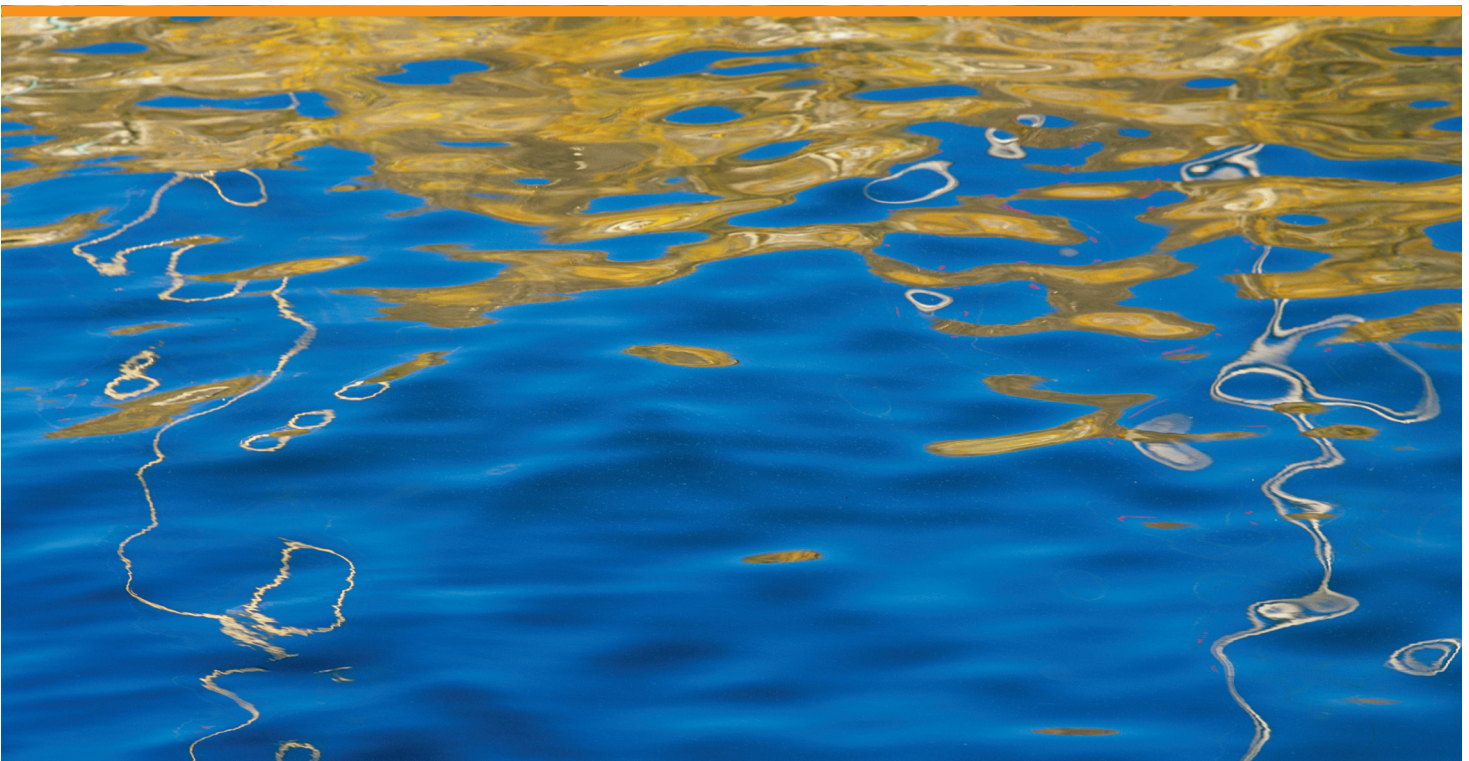
General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger i Lillebælt 2015



DTU Aqua-rapport nr. 292-2015

Af Pernille Nielsen, Carsten Fomsgaard
Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf
Petersen

Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger i Lillebælt 2015

DTU Aqua-rapport nr. 292-2015

Af Pernille Nielsen, Carsten Fomsgaard Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ	5
1.1	Konsekvensvurderingens grundlag	5
2	INDLEDNING	7
3	FORVALTNINGSGRUNDLAG	9
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer	9
3.2	Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen	9
3.3	Forvaltningen af muslingefiskeriet	9
4	GENERELT OM LILLEBÆLT	11
5	ÅLEGRÆS	12
5.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs	12
5.2	Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs	13
5.3	Data for ålegræs	14
5.4	Sigtdybde og udbredelse af ålegræs	15
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	17
6	MAKROALGER	18
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	18
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	19
6.3	Data for makroalger	20
6.4	Makroalger og sigtdybde	21
6.5	Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri	22
6.6	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	23
7	BLÅMUSLINGER	24
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger	24
7.2	Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lillebælt	24
7.3	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af blåmuslinger	26
7.4	Biogene rev	26

8	BUNDFAUNA	27
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	27
8.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	27
8.3	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af bundfauna	28
9	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	29
9.1	Baggrund og principper	29
9.2	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	33
9.3	Iltforhold	35
9.4	Konklusion for kumulative effekter	36
10	ANDRE BESKYTTELSESHENSYN	37
10.1	Muslingeædende fugle	37
10.2	Påvirkning af fødegrundlag for fiskeædende fugle	38
10.3	Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle	38
10.4	Forstyrrelse af fugle	39
10.5	Kumulative effekter på fugle	39
10.6	Konklusion vedrørende beskyttede fuglearter	39
10.7	Marsvin	39
10.8	Konklusion vedrørende marsvin	41
11	REFERENCER	42
	BILAG 1 UDPEGNINGSGRUNDLAGET FOR HABITATOMRÅDE 96	49
	BILAG 2 UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR F47	50
	BILAG 3 FISKEPLAN FRA DANMARKS FISKERIFORENING	51
	BILAG 4 ANMODNING FRA NATURERHVERVSTYRELSEN	53

1 RESUMÉ

1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri efter blåmuslinger Habitatområde H96 og Fuglebeskyttelsesområde F47 Lillebælt og inkluderer naturtyperne 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe", 1150 "Kystlaguner og strandsøer", 1160 "Større lavvandede bugter og vige" og 1170 "Rev" samt arterne sangsvane (*Cygnus cygnus*), hvinand (*Bucephala clangula*), bjergand (*Aythya marila*), edderfugl (*Somateria mollissima*), havørn (*Haliaeetus albicilla*), toppet skallesluger (*Mergus serrator*), dværgterne (*Sternula albifrons*), havterne (*Sterna paradisaea*), fjordterne (*Sterna hirundo*) og marsvin (*Phocoena phocoena*). I henhold til Naturstyrelsens kortlægning fra 2012 er der identificeret stenrev og biogene rev i Lillebælt (Anonym 2013).

På anmodning af NaturErhvervstyrelsen skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri på 8.000 t blåmuslinger og der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinjer i muslingepolitikken. NaturErhvervstyrelsen har endvidere anmodet om, at der tages udgangspunkt i en minimumsdybdegrænse på 7 m.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter 8.000 t muslinger på vanddybder >7 m ikke i betydende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet eller de beskyttede arter.

Bestanden af blåmuslinger i H96 var i 2014 på ca. 124.500 t blåmuslinger på vanddybder mellem 3-15 m, hvilket er en stigning på 12% i forhold til 2013. Et fiskeri på 8.000 t blåmuslinger vil reducere bestanden med 6%. DTU vurderer, at et fiskeri på 8.000 t ikke vil påvirke udpegningsgrundlaget, hvis max. antal fiskebåde ikke overstiger 6 i et område af gangen.

Der blev fundet ålegræs på max. 5,1 m i Naturstyrelsens monitoring i 2013. Baseret på målte sigtddybder er den modellerede maksimale dybdegrænse 5,7 m i 2014. Et fiskeri med muslingeskraber på vanddybder >7 m vil ikke påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse. Resuspension i forbindelse med fiskeriet vurderes ikke at lede til en betydende udskygning af ålegræsset.

Der blev fundet makroalger på vanddybder >12 m i Naturstyrelsens monitoringer i 2013. Baseret på målte sigtddybder er den modellerede maksimale dybdegrænse i 2014 for brunalger 8,5 m og 9,6 m for andre arter. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri på vanddybder >7 m ikke vil overlappe væsentligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og dermed i betydende grad påvirke makroalgernes udbredelse i Lillebælt. DTU Aqua vurderer ligeledes, at en evt. påvirkning af opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger ved fiskeri efter muslinger ikke vil have betydning for disse algers udbredelse. Endelig vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 6 i hvert fiskeområde.

Der er bundfauna i hele Lillebælt og muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. I Lillebælt vurderes effekten af muslingefiskeri på bundfauna at være 4 år.

Fødebehovet for hvinand, edderfugl og bjergand i Lillebælt kan estimeres til 107.750 t blåmuslinger eller 87% af bestanden. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger på vanddybder >7 m ikke vil påvirke de muslingespisende fugle eller de andre beskyttede arter sangsvane, havørn, toppe skallesluger, havterne, dværgterne, fjordterne og marsvin. Der blev landet 87 t sten i Lillebælt i fiskesæsonen 2014. Fjer-

nelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr.

Arealet (se nedenstående tabel), der bliver direkte påvirket af et muslingefiskeri på 8.000 t, er på 5,8 km² svarende til 2,1% af arealet af H96 og er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på 2,7 kg m⁻² samt at muslingeskraberen har en effektivitet på 50%. Arealpåvirkningen af muslingefiskeri i 2014 er baseret på blackbox data og var 1,4%.

Muslingefiskeri	Tæthed >1,5 kg m ⁻²	Arealpåvirkning	Arealpåvirkning H96
8.000 t	2,7 kg m ⁻²	5,8 km ²	2,1%

Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H96 er angivet i nedenstående tabel. Kumuleret arealpåvirkning for blåmuslinger, makroalger og bundfauna er angivet som procentdel af arealet der påvirkes, og må maksimalt være 15% for hver økosystemkomponent. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 4 år. Blåmuslinger, makroalger og bundfauna er antaget påvirket svarende til det skrabede areal. Den estimerede arealpåvirkning for 2015 er beregnet ud fra et fiskeri på 8.000 t blåmuslinger og at arealet af Natura 2000 området i Lillebælt er 284 km². Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen for 2013 pga. blackbox data.

	Gendannelsestid (år)	2011 (%)	2012 (%)	2013 (%)	2014 (%)	2015 (%)	Kumuleret (%)
Blåmusling	3			1,6	1,4	2,1	5,1
Makroalger	5	1,4	1,0	1,6	1,4	2,1	7,5
Bundfauna	4		1,0	1,6	1,4	2,1	6,1
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0

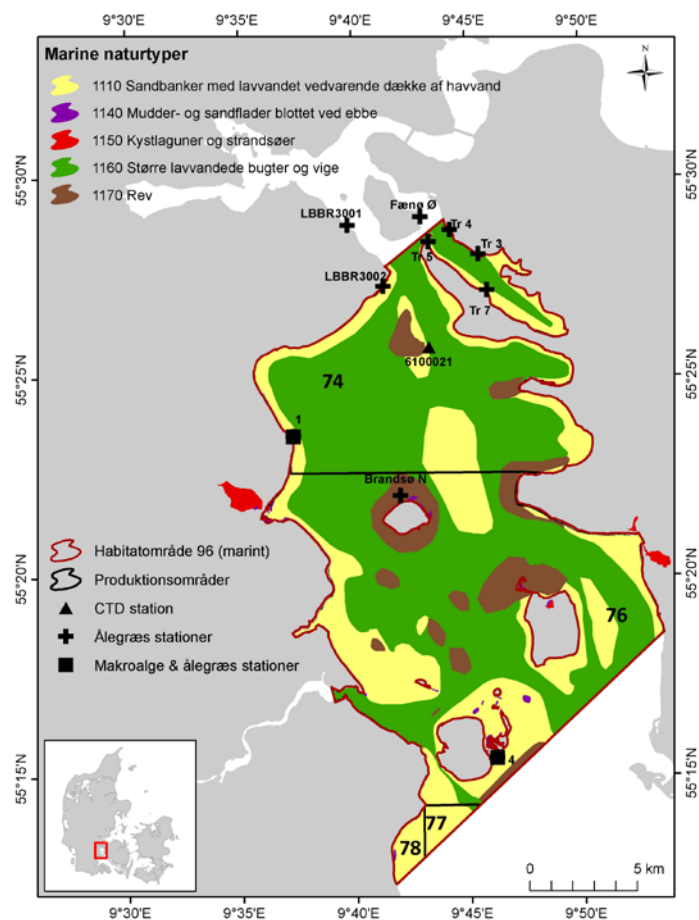
*Der er for ålegræs taget udgangspunkt i 0 påvirkning fra 2010.

2 INDLEDNING

Denne konsekvensvurdering er udarbejdet med henblik på at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 område 112 (Figur 1) i Lillebælt – omfattende habitatområde H96 og fuglebeskyttelsesområde F47 - i forhold til områdets udpegningsgrundlag og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 4), som NaturErhvervstyrelsen har fremsendt på baggrund af Danmarks Fiskeriforenings fiskeplan (Bilag 3). I Habitatområdet indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget: 1110 "Sandbanke med lavvandet vedvarende dække af vand", 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe", 1150 "Kystlaguner og strandsøer", 1160 "Større lavvandede bugter og vige" og 1170 "Rev" (Bilag 1). Naturtyperne "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" (1140) og "Kystlaguner og strandsøer" (1150) ligger på så lavt vand, at de ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri og inddrages derfor ikke i konsekvensvurderingen. Naturtypen "Rev" (1170) indgår i udpegningsgrundlaget, men ifølge fiskeplanen vil muslingefiskeriet ikke foregå på stenrev. Udbredelsen af biogene rev forventes endeligt kortlagt i Natura 2000 udpegningen i løbet af foråret 2015, hvorfor der i indeværende konsekvensvurdering præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev.

Ifølge Fiskeriloven (Bekendtgørelse 978 af 26/9 2008 §10e) kan tilladelse til fiskeri meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet. Dette er defineret i "Guidance Document: Managing Natura 2000 sites" udarbejdet af EU-kommissionen i 2000: *"Hvad angår begrebet 'integritet', skal det forstås som en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus."* Fiskeritilladelse kan meddeles på baggrund af en vurdering af aktivitetens betydning, en konsekvensvurdering, i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008.

Konsekvensvurderingen forholder sig til Natura 2000 planen for Lillebælt (Miljøministeriet, 2011). I Natura 2000 planen er trusler for områdets naturværdier, vurdering af bevaringstilstand/prognose for arter og naturtypers udvikling og målsætning for arter og naturtyper beskrevet. Konsekvensvurderingen vurderer om det planlagte muslingefiskeri er i konflikt med målsætningen i Natura 2000 planen. Derudover forholder konsekvensvurderingen sig til Fødevareministeriets muslingepolitik samt specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning omkring en dybdegrænse på 7 m, en totalfangst i Natura 2000 området på 8.000 t, og vurderer kun effekten inden for fiskeplanens tidsrammer dvs. i perioden 1. marts 2015 til den 28. februar 2016. (Bilag 3 og Bilag 4).



Figur 1. Natura 2000 område N112 i Lillebælt. De udpegede naturtyper og muslingeproduktionsområder er vist. Derudover er placeringen af ålegræs/makroalgetransekter (hhv. + og ■) og CTD stationer (▲) angivet. Det er kun stationer og transekter indenfor eller i umiddelbar nærhed af Natura 2000 området 112, som er blevet monitorering indenfor den seneste årrække, der angivet.

3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer

Danmarks Fiskeriforening har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 området i Lillebælt (Bilag 3). I fiskeplanen fremsættes der forslag om et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger fra bestande i området, hvor muslingeforekomsterne er størst og gerne med en tæthed større end 1,5 kg m² hvis muligt. Der vil ifølge fiskeplanen foregå fiskeri i naturtyperne 1110 og 1160 dog ikke på vanddybder lavere end 4 m og dybere end 13 m. Muslingefiskeri vil kun blive gennemført med muslingeskraber monteret med stenriste med 25 cm mellemrum. Dette afhjælper risikoen for fangst af enkeltliggende sten med større diameter end 25 cm. I forbindelse med fiskeriet vil der ske en fortsat registrering af mængden af landede sten fra området. Naturtypen Rev (1170) vil være fritaget for fiskeri.

3.2 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

NaturErhvervstyrelsen har 18. december 2014 på baggrund af erhvervets interesselikendegivelse og fiskeplaner anmodet DTU Aqua om en konsekvensvurdering af et fiskeri på 8.000 t blåmuslinger i Natura 2000 området i Lillebælt omfattende produktionsområderne 74 og 76 (Bilag 4). NaturErhvervstyrelsen fastsætter i anmodningen dybdegrænsen for fiskeriet til 7 m (Bilag 4), med mindre data for udbredelsen af ålegræs og sigtdybde understøtter en reduktion af dybdegrænsen. Endvidere anfører NaturErhvervstyrelsen, at konsekvensvurderingen skal tage udgangspunkt i muslingepolitikken samt, at der anvendes blackbox udstyr i fiskeriet. Der kan maksimalt være 6 fartøjer i hvert produktionsområde samtidigt.

3.3 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeri på blåmuslinger er reguleret af bekendtgørelse nr. 568 af 21/05/2014 og bekendtgørelse nr. 887 af 08/07/2014. Udover de lovmæssige reguleringer har Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM) fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver.

Muslingeskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

- Det skal være i overensstemmelse med Habitatdirektivets bestemmelser og irreversible skader på stenrev skal undgås.
- Forvaltningen skal være adaptiv og tage den bedst tilgængelige videnskabelige viden i anvendelse.
- Der skal ske en videreudvikling af forvaltningen med fokus på arealpåvirkning.

Samlet set er det muslingepolitikken mål at mindske miljøpåvirkningen som følge af muslingefiskeri.

I muslingepolitikken har FVM opstille kriterier for udarbejdelse af videnskabelige konsekvensvurderinger inden et fiskeri i Natura 2000 områder kan tillades. Dette skal ske for at kunne gennemføre en videnskabelig underbygget vurdering af muslingeskrabs betydning for Natura 2000 områders integritet. I den forbindelse skal der lægges vægt på:

- Bæredygtig muslingekvote.
- Nultolerance for påvirkning af ålegræs i forhold til vandplanernes mål for udbredelse.
- Nultolerance for påvirkning af stenrev og biogene rev.
- Acceptabel påvirkning af bundfauna.

- Acceptabel mængde landinger af sten.
- Bæredygtig påvirkning af havpattedyr, fugle og andre beskyttelsesværdige arter.

FVM har derudover udviklet en forvaltning med fokus på kumulativ arealpåvirkning fra muslingefiskeriet. Den maksimale kumulative påvirkning måles således på en række økosystemkomponenter (muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna) baseret på kriterierne for beskrivelsen af marine naturtypers bevaringsstatus. Det maksimale niveau for acceptabel arealpåvirkning fastsættes til 15% i 2015, dog således at ålegræsset ikke må påvirkes (arealpåvirkning = 0).

Hertil kommer vilkår med det formål at sikre den rette balance mellem fiskeri og miljø, som FVM har formuleret, og som især omhandler udøvelsen af fiskeriet. Kriterier, der vil ligge til grund for evt. tilladelser, vil være:

- Kumulativ effekt af tidligere sæsoners muslingefiskeri i form af arealpåvirkning.
- Mængden af ilandbragte sten.
- Antallet af fartøjer pr produktionsområde.
- Påvirkning fra andre menneskelige aktiviteter som i samspil med muslingefiskeri påvirker udpegningsgrundlaget kumulativt.
- Udbredelsen af iltsvind af specifik betydning for muslingebestanden og dermed kvoten.

Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingefiskeriet vil blive evalueret løbende i takt med at ny viden bliver tilført og erfaringer med den førte politik bliver evalueret.

4 GENERELT OM LILLEBÆLT

Hovedparten af produktionsområderne 74 og 76, og mindre arealer af produktionsområderne 77 og 78 i Lillebælt er udpeget som Natura 2000 område N112. Natura 2000 området inkluderer Fuglebeskyttelsesområdet F47 (Miljøministeriet 2012) og Habitatområdet H96. Udpegningsgrundlaget er angivet i Bilag 1 og 2. Der er i december 2011 vedtaget en Natura 2000 plan for området (Miljøministeriet 2011).

Datagrundlaget for områdets miljøtilstand er primært indsamlet fra åbne kilder og inkluderer historiske undersøgelser samt data fra miljøcentrenes overvågningsprogram (NOVANA-programmet). De tidligere amter og nu Naturstyrelsen har på en række faste stationer og transekter gennemført en omfattende indsamling af data i forbindelse med de marine overvågningsprogrammer, data som er tilgængelige i DCE's åbne databaser MADS og i faglige rapporter. Fordelingen af stationer for ålegræs, makroalger og CTD er præsenteret i (*Figur 1*). Naturstyrelsens dataindsamling har været faldende gennem de seneste 10 år, og pt. er der således indenfor Natura 2000 området Lillebælt (N112) foretaget monitoring på otte ålegræstransekter, to makroalgetransekter samt én station, hvor der måles sigtedybde. DTU Aqua har derudover gennemført en kortlægning af blåmuslingers forekomst og biomasse i Lillebælt i 2004, 2008 og i perioden 2010-2014. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for muslingeædende fugle, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes beregningsmetoder, som er udviklet af Laursen og Clausen (2008).

5 ÅLEGRÆS

5.1 *Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs*

Ålegræs anses for at være en nøgleorganisme både til at vurdere miljøtilstand og som habitatdannende organisme. Tætte bede af ålegræs danner i sig selv et habitat, gennem den struktur bladene danner og ålegræshabitatet kan fungere som skjul for småfisk og fiskeyngel og som levested for en række associerede organismer. Derudover er tætte ålegræsbede kendetegnet ved høj produktivitet, en lav regenerering af næringssalte, da en del bliver lagret i rodstænglerne, og en reduktion af den fysiske/hydrodynamiske påvirkning af bunden (Flindt et al. 1999, Duarte 2000, Bergamasco et al. 2003, Marbá et al. 2006, Hansen and Reidenbach, 2012). Endelig anvendes ålegræssets dybdeudbredelse som indikator for miljøtilstand i relation til opfyldelse af Vandrammedirektivets målsætninger. Samlet er der således flere årsager til, at ålegræssets bevarelse er af betydning for miljøkvalitet i kystnære områder.

Ålegræssets forekomst og tilstand påvirkes af en række forskellige faktorer. Kendte faktorer, der påvirker ålegræsset negativt, er eutrofiering generelt (Cardoso et al. 2004, Orth et al. 2006, Walker et al. 2006, Burkholder et al. 2007, Van Katwijk et al. 2011) og specifikt de afledte effekter som reduceret lysgennemtrængning som følge af øget planktonproduktion (Borum 1985, Ralph et al. 2006) og iltsvind, herunder forekomst af svovlbrinte (Pedersen et al. 2004), og især når der forekommer iltsvind i både vandsøjlen og i bunden. Andre eutrofieringsrelaterede forhold, der påvirker ålegræssets overlevelse og tilstand negativt, er forekomst af drivende makroalger, som kan rive nye skud op, eller tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter (Valdemarsen et al. 2011, Canal-Vergés et al. 2010). Derudover kan temperaturstigninger (Greeve et al. 2003) og antropogen fysisk/mekanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mekanisk stress kan forekomme f.eks. i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor).

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, f.eks. i form af øget sigtdybde, foregår gennem aseksuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøspirede planter. Den vegetative formering gennem rodskud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på $<30 \text{ cm år}^{-1}$ (Olesen & Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøspirende planter kan potentielt hurtigere lede til etablering af nye bede, men er en mere tilfældig proces, der bl.a. vil være afhængig af lokale vandstrømme og vækstforhold på bunden. De frøspirede planter er desuden mere følsomme overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. F.eks. er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10% (Hootsmans et al. 1987, Churchill 1983, Harrison 1993, Olesen & Sand-Jensen 1994, Valdemarsen et al. 2010). Endelig er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3-5 år efter de første planter har overlevet til en ålegræsplet af bæredygtigt størrelse er etableret (Olesen & Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af lokale forhold (Pedersen et al. 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønnede formering er ikke fuldt ud belyst, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Ny forskning viser, at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0-2 m) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen et al. 2009).

5.2 *Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs*

Effekten af skrabning efter muslinger kan deles i to typer effekter: Direkte påvirkning af redskabet og indirekte som følge af ophvirvling af sediment.

Direkte effekter: Muslingskrab kan forårsage skade på ålegræsbestande gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton et al. 1995, Barnette 2001, Morgan and Chuepagdee 2003). Skader på de voksne planter kan variere og bl.a. omfatte afrivning af blomsterstande, afrivning af blade fra rhizomerne og begravelse af planterne under sediment, som vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al. 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af rhizom-systemet, som vil medføre dysfunktion af bladene og ultimativt planternes død (Jolley 1972, Tarnowski 2006). Et målrettet fiskeri med muslingskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt. For det første forekommer der sjældent større forekomster af muslinger i tætte ålegræsbede, effektiviteten af skraberen er endvidere meget lav i ålegræsbede, og endelig vil der med udgangspunkt i NaturErhvervstyrelsens anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Lillebælt ikke være sammenfald mellem fiskeriområder og tætte ålegræsforekomster. Ålegræsbede kan i et vist omfang regenerere sig efter skader forårsaget af fysiske forstyrrelser. Mindre skader f.eks. forårsaget af bådpropeller eller storme kan regenereres i løbet af uger til få måneder (Williams 1988), mens regenerering af mere omfattende eller gentagende skader vil tage længere tid, afhængigt af skadens omfang fra 2 år til dekader (Rasheed 1999, Dawes et al. 1997, Ærtebjerg et al. 2003). Forsvinder ålegræsset helt fra et område er det ikke sikkert, at ålegræsset vender tilbage igen. Dette er observeret i flere danske kystnære områder, hvor ålegræsset på trods af en forbedring i vandkvaliteten og deraf følgende større sigtddybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskabstypen, og hvor dybt redskabet går under skrabning. Hollænderskraber er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5-6 cm, og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Fjernelse af frø som følge af fiskeri vil fortynde frøpuljen og mindske sandsynligheden for succesfuld spiring. Foreløbige studier gennemført af DTU Aqua i Limfjorden viste ingen signifikante effekter af skrabning på frøpuljen, men resultatet er ikke entydigt, da forsøgsområdet i lighed med det meste af Limfjorden havde meget lav tæthed af frø og disse var heterogent fordelt. Der kan således ikke konkluderes endegyldigt om effekter på frøpuljen på baggrund af eksisterende viden. Der er ligeledes meget begrænset viden om effekter på frøspirede planter, men da disse generelt har en meget lav grad af forankring i sedimentet, er det overvejende sandsynligt, at skrabning vil medføre omfattende eller total dødelighed af frøspirede planter.

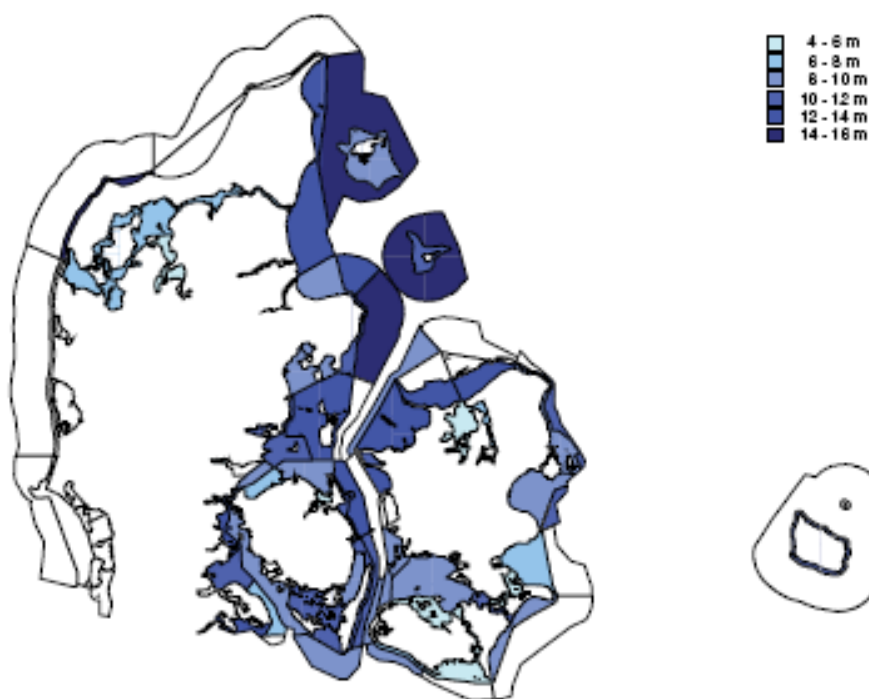
Indirekte effekter: Indirekte effekter omfatter permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringssalte og iltforbrugende materiale. Permanente skader i relation til ålegræs kan potentielt forekomme ved gentagende skrabning, der kan lede til ændringer i sedimentets kornstørrelsesfordeling (Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) således, at lette (mudder-) partikler dominerer i de øverste lag og dermed reducerer forankringsevnen for frøspirende planter samt øger risikoen for forøget naturlig resuspension ved vindhændelser. Karakteren og varigheden af sådanne potentielle effekter på sedimentets sammensætning vil afhænge af forstyrrelsens karakter og rekoloniseringen af infauna (Robinson et al. 2005).

Endvidere kan resuspension ved skrabning påvirke sigtddybden, som er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996), og skrabning kan på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Foreløbige under-

søgelser viser, at forøget lysudslukning som følge af resuspenderet materiale ophvirvlet i forbindelse med fiskeriet kun i begrænset omfang spreder sig udover et meget snævert nærområde.

5.3 Data for ålegræs

Historiske undersøgelser viser, at ålegræsset for 100 år siden i Lillebælt var udbredt til 10-12 m (Fyns Amt, 2006, Krause-Jensen & Rasmussen 2009) (Figur 2). Denne udbredelse kan betragtes som en upåvirket referencestatus for Lillebæltsområdet. Dybdeudbredelse for ålegræs i området har ikke ændret sig signifikant siden 1989 (Fyns Amt, 2006).

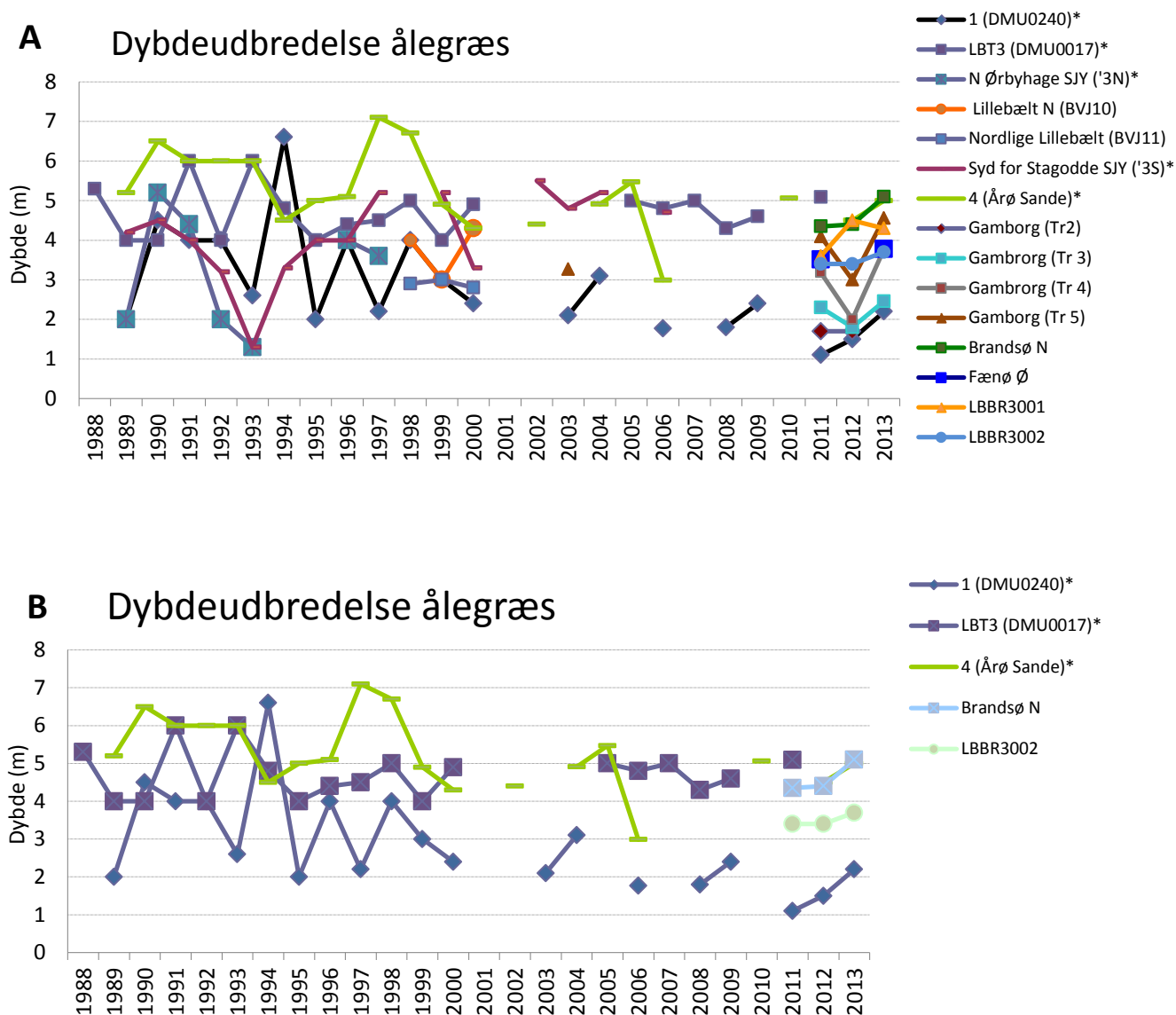


Figur 2. Historisk udbredelse af ålegræs i danske vandområder. Kortet er baseret på observationer af dybdeudbredelse i perioden 1890-1930 (Krause-Jensen & Rasmussen 2009).

Dybdeudbredelsen for ålegræs indenfor Natura 2000 området er siden 1988 blevet monitoreret, se Figur 3A (Naturstyrelsen Ribe og MADS, DCE). Ålegræssets dybdeudbredelse har i området været meget dynamisk de sidste 25 år, med store ændringer i dybdeudbredelsen på op til 4,5 m fra et år til det næste.

Seneste tilgængelige data for ålegræs er fra 2013, hvor ålegræsset blev målt på ti transekter i Lillebælt (for placering se figur 1), hvoraf to er placeret udenfor Natura 2000 området og fire i Gamborg Fjord, hvor sidstnævnte må antages ikke at være repræsentativt for resten af Natura 2000 området. Af de resterende fire transekter, er transekt 1 ifølge Miljøministeriets ikke længere et repræsentativt ålegræstransekt, idet der findes store mængder *Laminaria saccharina* (sukkertang) på transektet. Dette vanskeliggør vækstmulighederne for ålegræsset, og der er fundet enkelte små pletter ålegræs de sidste år (pers. komm. Grethe Bruntse, Naturstyrelsen, 2012). Den maksimale dybdeudbredelse i 2013 var 5,1 m (transekt Brandsø nord). Ligesom dybdeud-

bredelsen på målestation Årø Sande, hvor udbredelsen af ålegræs de seneste år har været dybest er 5,0 m (Figur 3B).



Figur 3. A: Den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs i Lillebælt fra 1988-2013 (MADS-databasen DCE 2010, Naturstyrelsen Ribe). *Transekterne 1 (DMU0240), LBT3 (DMU0017), N. Ørbyhage SJY ('3N), Syd for Stagedde SJY ('3S) og 4 (Årø Sande) er alle angivet med den maksimale dybdeudbredelse for perioden 1988-2013. For de andre stationer er værdier fra MADS-databasen angivet som gennemsnitsværdier.

B: Den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs i Lillebælt fra 1988-2013 (MADS-databasen DCE 2010, Naturstyrelsen Ribe). For de transekter (Transekt 1 (DMU0240), LBT3 (DMU0017), Transekt 4 (Årø Sande) Brandsø N og LBBR3002), som ligger indenfor Natura 2000 området og udenfor Gamborg Fjord.

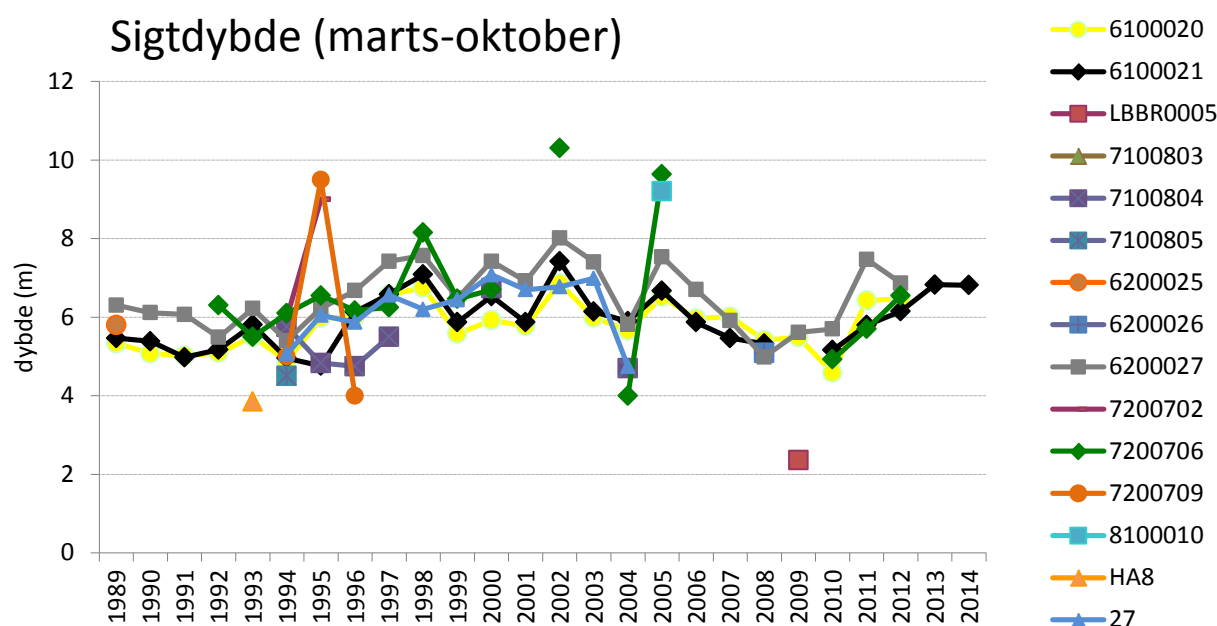
5.4 Sigtdybde og udbredelse af ålegræs

Den potentielle dybdegrænse for ålegræsset i Lillebælt kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtdybden. Empiriske analyser i en række kystområder, herunder Lillebælt, har vist en lineær sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for ålegræs (Nielsen et al. 2002). Datagrund-

laget der ligger til grund for sammenhængen er meget omfattende og stammer hovedsageligt fra fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdybden beregnes af Nielsen et al. (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts til oktober).

$$\text{Dybdegrænse(m)} = 0,339(\pm 0,611) + 0,786(\pm 0,126) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,606)$$

hvor \pm angiver standardafvigelsen på parametrene i formlen (Nielsen et al. 2002). Sigtdybden i området har været relativt konstant og har siden 1995 ligget omkring 6-8 m. Fra 2005-2008 var sigtdybden faldende. Fra 2010-2014 har sigtdybden været stigende og var i både 2013 og 2014 over 6 m (Figur 4). I både 2013 og 2014 blev sigtdybden kun målt på én station (St 6100021, vist som \blacktriangle i Figur 1) og i begge år var den 6,8 m. Antallet af målestationer er faldet væsentligt de senere år, hvilket øger usikkerheden på vurderingen.



Figur 4. Den gennemsnitlige sigtdybde i Lillebælt 1989-2014 er beregnet på baggrund af data for sigtdybde i ålegræssets vækstperiode fra marts til oktober. Bemærk, at antallet af målestationer har været faldende over tid, og i både 2013 og 2014 blev der kun målt på station 6100021.

Da sigtdybden i marts-oktober 2014 blev målt til 6,8 m kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs i 2014 beregnes til 5,7 m ved at bruge ovenstående model, hvilket fremgår af **Tabel 1**, hvor tidligere års observerede og estimerede dybdegrænser også fremgår.

Tabel 1. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Lillebælt i perioden 2009 - 2014. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts - oktober, Nielsen et al. (2002)).

Potentiel dybdegrænse (m)	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Sigtdybde (m) (data NST)	5,6	5,7	5,8	6,2	6,8	6,8
Obs. dybdegrænse (m) (NST transekt)	4,6	5,1	5,1	5,1	5,1	
Model-estimeret dybdegrænse	4,7	4,8	4,9	5,2	5,7	5,7

Der har været rejst en diskussion af anvendeligheden af dybdegrænser estimeret ved hjælp af empiriske relationer som ovennævnte. Relationerne har vist sig kun i begrænset omfang at afspejle forbedrede miljøforhold som følge af reducerede tilførsler af næringssalte (Naturstyrelsen 2011). Således fandt Carstensen & Krause-Jensen (2012) ingen entydig sammenhæng i 20 danske, kystnære områder mellem ændringer i sigtdybde og ændringer i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse. Naturstyrelsen har konkluderet, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2011), og derfor kan de modelberegnedes dybdegrænser således ikke i sig selv bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. På trods af dette, anvender DTU Aqua den model-estimerede dybdeudbredelse til at fastsætte maksimumudbredelsen af ålegræs, da monitorering af ålegræs i Natura 2000 området N112, Lillebælt er begrænset, og derved sættes der en konservativ dybdegrænse, som sikrer, at ålegræsset ikke påvirkes.

5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

Fiskeri på 7-13 m vil ikke være i konflikt med hverken den observerede eller potentielle udbredelse for ålegræs i Lillebælt H96. En dybdegrænse på 7 m er baseret på ålegræssets aktuelle dybdeudbredelse i 2013 og er i overensstemmelse med målinger på flere stationer over en årrække hvor udbredelse på > 5 m har været stabilt. En dybdegrænse på 7 m vil sikre, at ålegræsset ikke bliver påvirket af muslingefiskeriet i 2015, men dette skøn er behæftet med betydelig usikkerhed, da datagrundlaget for ålegræs i Lillebælt er meget begrænset.

I forbindelse med fiskeriet vil der ske en resuspension af sediment. Ved fiskeri i Natura 2000 området i Lillebælt vil maksimalt 6 fartøjer kunne fiske i et produktionsområde samtidig. Der kan lokalt forekomme en forringelse i sigtdybden i området lige omkring fiskeriet. Forringelsen vil være kortvarig og forventes ikke at påvirke ålegræsset i væsentligt omfang. DTU Aqua vurderer, at fiskeriet ikke kan forventes at have en betydelende effekt på sigtdybden i habitatområdet i Lillebælt (H96) i fiskeplanens løbetid.

6 MAKROALGER

6.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger

Makroalger er som ålegræs at betragte som nøgleorganismer i et økosystem, fordi de både skaber struktur, og dermed habitat, og kan være føde for højere trofiske niveauer. Fysiologiske, funktionelle og økologiske forskelle mellem makroalgearter er primært relateret til deres størrelse, form og strukturelle kompleksitet (Nielsen et al. 2004). Derfor vil forskellige makroalgearter danne forskellige former for habitater med varierende kompleksitet. Som følge af denne forskel mellem makroalger er det blevet foreslået, at disse deles i funktionelle grupper, når deres funktion og forekomst bliver analyseret (Rubal et al. 2011, Veiga et al. 2012). I tætte forekomster af store oprette brunalger som f.eks. savtang (*Fucus serratus*) er der således fundet en stor biodiversitet af både epifytiske arter (130 arter) og associeret mobil fauna (127 arter) svarende til diversiteten i bede af ålegræs (Frederiksen et al. 2005). Tilstedeværelse og diversitet af makroalger varierer med flere forhold herunder tilgængelighed af egnet substrat, fortrinsvis større sten, vanddybde og dermed lysintensitet, salinitet og graden af fysisk stress (Sand-Jensen & Borum 1991, Middelboe et al. 1998). Eutrofiering i form af antropogen tilførsel af næringssalte har vist at medføre reduktion i biomasse og diversitet af langsomt voksende makroalger og vil i stedet lede til fremvækst af fytoplankton og opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger (Nielsen et al. 2004, Middelboe et al. 2000).

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og er typisk enten ikke-fastsiddende, drivende grønalger som søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på f.eks. ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringssalte, høje vækstrater, hurtig omsætning, lave regenerationstider og effektiv lysudnyttelse/lave lyskrav og består næsten udelukkende af aktivt fotosyntetisk væv. Ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan udskygge de øvrige arter (Valiela 1997, Geertz-Hansen et al. 1993, Salomonsen et al. 1997, Bergamasco et al. 2003, Nielsen et al. 2002). I eutrofierede områder som f.eks. Limfjorden vil opportunistiske makroalger derfor have en konkurrencemæssig fordel i sammenligning med fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (se f.eks. Krause-Jensen et al. 2007 for henvisninger). De ikke-fastsiddende opportunistiske makroalgearter kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømløse, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation og leder til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algemåtterne. Yderligere kan drivende makroalger skabe resuspension og fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som f.eks. ålegræs (Canal-Verges et al. 2010, Holmer et al. 2010, Valdemarsen et al. 2011).

Det er vist, at fjernelse af opportunistiske alger kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringssalte og forebygge udviklingen af iltsvind (Cuomo et al. 1993, Mazé et al. 1993, Fletcher 1992). I en del områder bliver der som konsekvens heraf gjort en aktiv indsats for at fjerne disse alger. Det gælder f.eks. i Bretagne, Sverige, Venedig lagunen og Florida (Maze et al. 1993, Cuomo et al. 1995, Charlier et al. 2013). Modsat er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringssalte i vævet, og de styrker generelt set iltproduktionen i de områder de forekommer og tilbyder 3D strukturer, der kan fungere som habitater.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se f.eks. Møhlenberg et al. 2008 for henvisninger). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst ud for Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder, ligesom det er vist, at genetableringen vil af-

hænge af sammensætningen af det fjernede makroalgesamfund (Wade 1993). Lignende observationer er gjort i danske farvande. Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisor af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. *Laminaria* kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørstof/m². På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere: ca. 1400 g tørvægt m⁻². I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter, at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Møhlenberg et al. 2008, Karsten Dahl, *pers. com.*). I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og fire forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m⁻², mens der efter to år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m⁻² og dækningsgrader mellem 50-90% (Schubert & Schygula, 2006). Samtidigt reduceredes dækningsgraden af epifauna, især blåmuslinger, som dominerede efter det første år. Genetableringen vil givetvis afhænge af graden af forstyrrelse, de fysiske karakteristika af habitatet og sammensætningen af fauna og flora i området (Northeast Region EFHSC 2002). Tab af strukturerende elementer vil imidlertid medføre en langsommere genetablering (Watling & Norse 1998). Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og flerårige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger og rurer, hvorfor det ikke er givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

6.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger

Effekter af fiskeri med muslingeskraber på makroalgesamfundene vil være af samme karakter som effekter på ålegræs og kan som for ålegræs deles op i direkte og indirekte effekter. Nedenfor er der primært fokus på de effekter, der er specifikke for makroalgerne.

Direkte effekter: De direkte effekter kan yderligere deles i to: tab af biomasse af makroalger ved bortskrabning eller tab af substrat og dermed levested. Muslingeskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabede område, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrabs gentagende gange. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter muslinger, primært fordi der her er meget få muslinger og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder. Endvidere er det et kriterie i muslingepolitikken, at kortlagte rev beskyttes mod muslingefiskeri.

Ved muslingeskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller (Afsnit 6.5). Tab af substrat kan være permanent, hvis det f.eks. drejer sig om større sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som muslingeskaller. Makroalger er afhængige af forekomsten af fast substrat, idet makroalger kun fasthæfter sig på fast underlag. Fjernelse af faste substrater indenfor dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, vil derfor potentielt reducere mængden af bundvegetation. Den kvantitative betydning heraf kan ikke vurderes uden opgørelse af den relative forekomst af faste substrater. Sammensætningen af det faste substrat har imidlertid betydning for makroalgesamfundene. Det er således vist, at makroalger fæstnet til mindre sten eller skaller kan bringes i drift, når algerne når en given størrelse, og drive enten ind i ålegræsbede, hvor de gør skade på ålegræsbestanden eller ud på dybere vand, hvor algerne potentielt kan

blive lysbegrænsede (Canal-Vergés et al 2010). Fiskeriet vil bruge stenriste, der bortsorterer sten >25 cm i diameter.

Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestanden kan potentielt give hurtigt voksende makroalgarter (herunder opportunistiske arter) og mikroalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabilt økosystem.

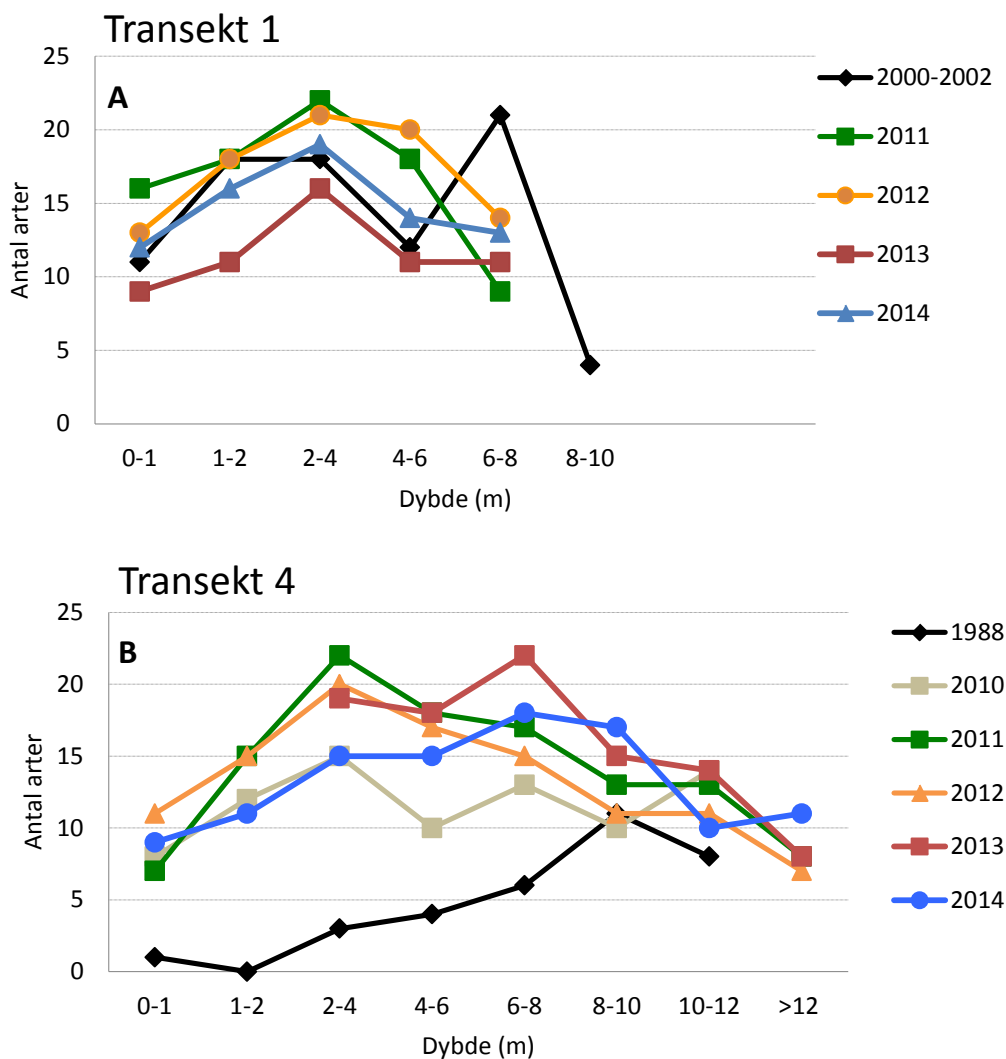
DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, enårige opportunistiske arter som søsalat og krølhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. Disse arter bliver ikke på tilsvarende vis som for de fastsiddende fjernet ved fiskeri og har en betydeligt lavere genetableringstid, der gør det muligt indenfor ganske få uger at genetablere en evt. påvirket bestand.

Indirekte effekter: Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtdybde en vigtig parameter for udviklingen af makroalgensamfund. Muslingeskrab medfører resuspension, og kan dermed lokalt reducere lysgennemtrængningen og reducere makroalgernes vækstbetingelser. Derudover er der potentiel risiko for, at det resuspenderede materiale kan sedimentere på makroalgerne, hvilket er vist kan have negative effekter på sukkertang (Lyngby & Mortensen 1996).

6.3 Data for makroalger

De nyeste data for makroalger er fra 2014. Det har været muligt at indsamle data omkring makroalgers maksimale dybdeudbredelse fra to forskellige områder (transekt 1 og 4, Figur 1) i Natura 2000 området tilbage fra 1988, og derefter igen fra 2000-2002 og perioden 2010-2014. NOVANA overvågningen registrerer ikke de maksimale dybdeudbredelser, men kun ud til den dybde hvor det hårde substrat udgør >15%, også selvom der stadig er en dækningsgrad af makroalger på 100%. De observerede dybder kan derfor ikke forventes at repræsentere de maksimale dybdeudbredelser.

På transekt 1 monitorer Naturstyrelsen makroalger ud til ca. 8 m i 2014 (Figur 5, graf A). På transekt 4 monitorer der makroalger ud til >12 m dybde. Den maksimale dybdeudbredelse for makroalger findes derfor på >12 m dybde i Natura 2000 området i 2014 (Figur 5, graf B).



Figur 5. Antal arter fordelt på dybdeintervaller på de to transekter i Natura 2000 området Lillebælt A) transekt 1 fra 2000-2002, og i perioden 2011-2014 og B) transekt 4 fra 1988 og perioden 2010-2014. Data fra DCE og Naturstyrelsen Ribe.

Endvidere er der tidligere i forbindelse med DTU Aquas overvågning af blåmuslingebestande i Lillebælt fundet makroalger på 15 ud af 76 stationer på dybder mellem 3-14 m (Dolmer et al. 2013).

6.4 Makroalger og sigtdybde

Makroalgerne er begrænset af lys- og substratforhold. Den potentielle dybdegrænse for makroalger i Lillebælt kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem makroalgernes dybdegrænse og sigtdybden (**Tabel 2**).

En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for makroalger (Nielsen et al. 2002):

$$\text{Dybdegrænse(andre alger, m)} = -1,1(\pm 1,01) + 1,568(\pm 0,216) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,638)$$

$$\text{Dybdegrænse (brunalger, m)} = -1,252(\pm 1,353) + 1,427(\pm 0,133) * \text{sigtdybde(m)}, (R^2 = 0,584)$$

hvor (\pm angiver standardafvigelsen på parametrene). Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalgearter er der lavet ligninger for flere funktionelle grupper (Nielsen et al. 2002). I denne analyse har vi valgt at bruge modellen for brunalger til beskrivelse for alle ikke-opportunistiske arter og modellen for ”andre alger” til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigtdybde. Ved en sigtdybde i 2014 i marts-oktober på 6,8 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 8,5 m og for andre makroalger til at være 9,6 m, hvilket er lavere end den observerede udbredelse i 2014 (>12 m).

Dybdegrænsen for makroalger vil afhænge af lyset og det er for forskellige arter beregnet, hvor stor en del af overfladelyset, der skal være tilgængeligt. Lysets gennemtrængning i vandsøjlen vil imidlertid afhænge af mange forskellige forhold, som vinklen på indstrålingen og vandsøjlets sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtdybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10% af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er muligt for visse makroalgearter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til <0,01% af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen 1992).

Tabel 2. Potentielle og observerede dybdegrænser for makroalger i Lillebælt i perioden 2009-2014. Sigtdybden er beregnet som et gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. 2002). Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Lillebælt er beregnet for brunalger og andre algearter efter Nielsen et al. (2002).

Potentiel dybdegrænse	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Sigtdybden (m)	5,6	5,7	5,8	6,2	6,8	6,8
Observeret dybdegrænse (m)	Ingen data	>12	>12	>12	>12	>12
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	6,7	6,9	7,0	7,6	8,5	8,5
Estimeret dybdegrænse andre (m)	7,7	7,8	8,0	8,6	9,6	9,6

6.5 Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri

Naturtypen Rev (1170) er defineret som geologiske strukturer eller biogene strukturer og udgør vigtige hårdbundshabitater. Fiskeriet vil ikke foregå i områder udpeget som naturtypen rev (1170). Fiskeriet kan foregå i områder, der ikke er udpeget som naturtypen Rev (1170), og hvor der kan være spredte forekomster af sten. Fjernelse af hårdt substrat, f.eks. mindre sten, kan potentielt reducere et habitats kompleksitet (Sewell et al. 2007), og dermed kvantitet og kvalitet af levesteder for en række planter og dyr (Hill et al. 1997, Magorrian 1996, Hermsen et al. 2003).

I Fiskeplanen angives det, at fiskerne vil genudlægge større sten direkte i forbindelse med fiskeriet samt, at der på muslingeskraberen vil være påmonteret en rist, der frasorterer sten >25 cm. Desuden vil muslingeindustrierne, der modtager muslinger fra Natura 2000 området i Lillebælt registrere mængden af sten i fangsterne, som det tidligere har været fast praksis. Muslingeindustrierne har i perioden 2009-2014 registreret landinger af sten i område 74 og 76 i Lillebælt (*Tabel 3*).

Tabel 3. Total mængde (ton) sten landet i forbindelse med blåmuslingefiskeri i område 74 og 76 i Lillebælt i perioden 2009-2014. Opgørelsen for 2014 er foretaget medio januar 2015 (Data er indsamlet af NaturErhvervstyrelsen).

År	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Ton	7,5	3,4	2,9	3,4	5,0	87

Registreringer fra 2014 viser, at omfanget af landinger af sten samlet er 87 t i produktionsområde 74 og 76. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere udbredelse af makroalger og bunddyr, som lever fasthæftet på stenene eller mere mobilt mellem stenene. Fjernelse af sten reducerer kompleksiteten i naturtyperne. Derudover vil der i forbindelse med muslingefiskeri blive fjernet muslingeskaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer, herunder makroalger, som kræver et fast substrat til fasthæftning, hvorfor muslingefiskeriets effekt på forekomsten af arter bl.a. også kan forårsage fjernelsen af biogent substrat.

6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri som foreslået i Fiskeplanen vil potentielt overlappe med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i Lillebælt. Fiskeriet vil foregå på vanddybder >7 m og den største forekomst af makroalger i bæltet er på lavere vanddybder, men der er observeret forekomster på >12 m og det er sandsynligt, at der vil være forekomst af makroalger på vanddybder >12 m, men ifølge fiskeplanen vil fiskeriet ikke foregå på vanddybder >13 m, hvorfor det må formodes, at påvirkningen af makroalger på vanddybder >12 m vil være begrænset. Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med vanddybden, men et fiskeri vil påvirke makroalger. DTU Aqua vurderer således, at et fiskeri med muslingeskraber på vanddybder >7 m vil påvirke makroalger i Lillebælt. Muslingeskrab kan derudover gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Dette gælder især for fjernelse af større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også store makroalge-arter.

Da makroalgerne i Lillebælt teoretisk ikke er lysbegrænsede i deres udbredelse indenfor Fiskeplanens område, vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 6 i hvert fiskeområde.

7 BLÅMUSLINGER

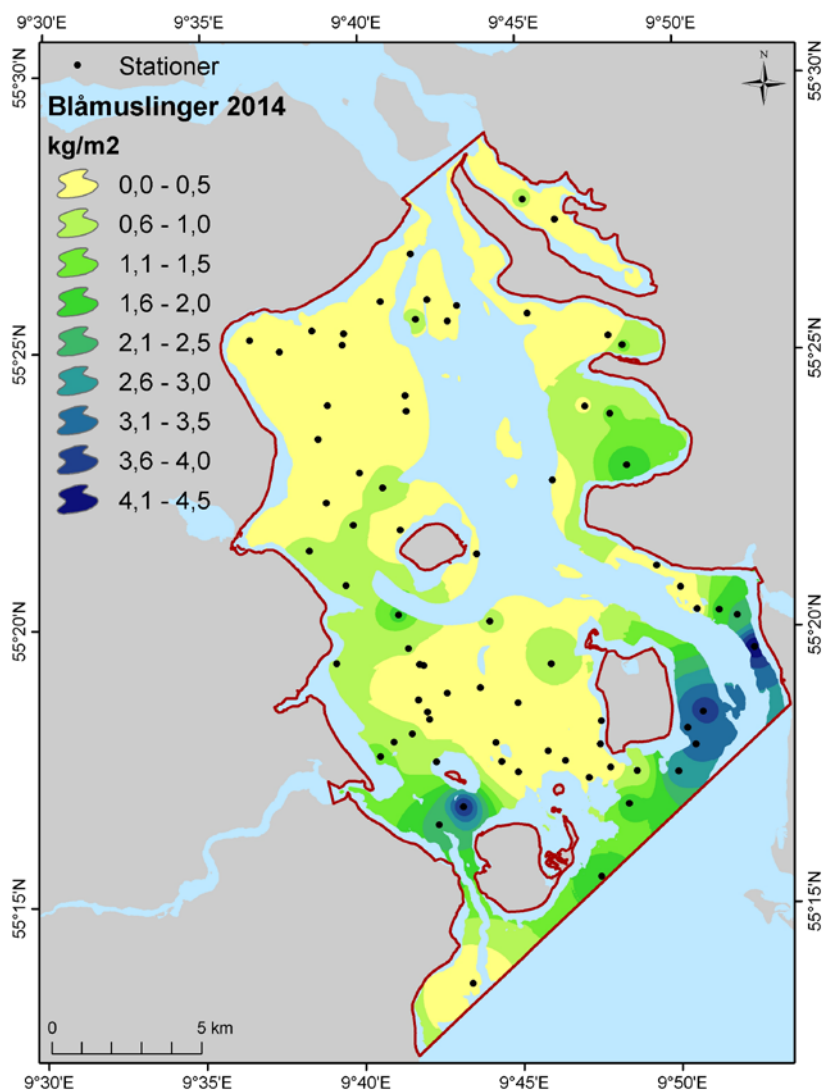
7.1 *Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger*

Blåmuslinger er som ålegræs og makroalger en nøglekomponent i kystnære økosystemer fordi de både skaber struktur og påvirker stofomsætningen. Således udviser blåmuslinger aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. Blåmuslingebanker vil fungere som habitat for epibentiske organismer herunder en række fastsiddende dyr og planter. Der er således en omfattende litteratur, der beskriver banker af blåmuslinger som habitater (se f.eks. Svane & Setyobudiandi 1996). I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition" udgør muslingebanker derfor, så længe de kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 Rev. Der er ikke udpeget biogene rev i Lillebælt, men på nationalt plan, er der en proces i gang med at udpege biogene rev som en del af naturtype 1170, som forventes færdig i foråret 2015.

Udover at være habitatdannende har blåmuslinger stor betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentiale. Således har Petersen (2008b) vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtdybde i en række bredninger i Limfjorden. Lignende sammenhænge mellem store forekomster af filtrerende bunddyr og enten koncentrationen af planteplankton eller andre mål for vandets klarhed er vist for andre områder (Petersen et al. 2008). Muslinger kan således kraftigt påvirke strømme af materiale og energi i disse områder.

7.2 *Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lillebælt*

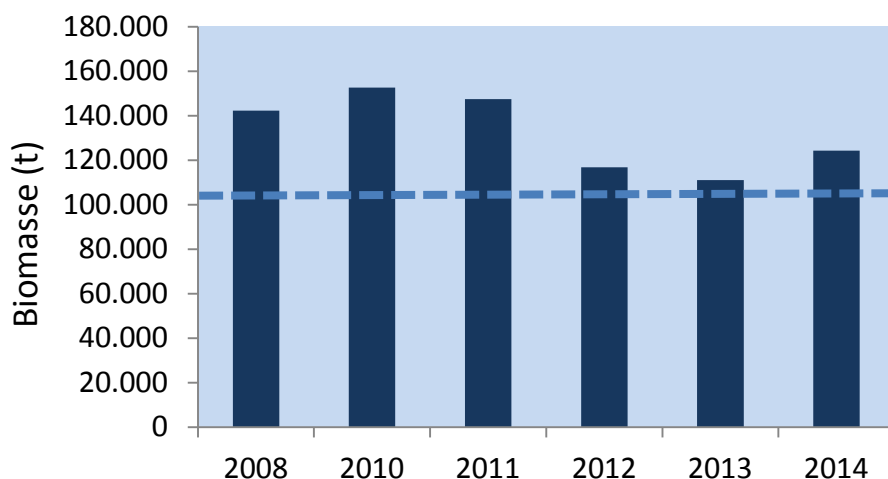
DTU Aqua har estimeret blåmuslingebestanden i Lillebælt i 2008 og perioden 2010-2014. Undersøgelserne er gennemført i oktober-december måned med DTU's standardmetoder. DTU Aquas monitorering omfatter ikke områder med vanddybder <3 m eller vanddybder >15 m.



Figur 6. Udbredelseskort, der viser fordelingen og tætheden af blåmuslinger på vanddybder større end 3 m og mindre end 15 m i Natura 2000 området i Lillebælt i november 2014.

På baggrund af bestandsundersøgelsen i november 2014 kan den samlede biomasse af blåmuslinger i Lillebælt på vanddybder fra 3-15 m ud fra en interpolation af biomassefordelingen vist i Figur 6 beregnes til 124.500 t. Derudover er der en bestand af blåmuslinger på lavere (<3m) og dybere (>15m) vanddybde, der ikke er medregnet.

Biomassen i 2014 er steget ca. 12% i forhold til 2013, hvor der blev estimeret en biomasse på 111.000 t. Generelt har bestanden af blåmuslinger i Lillebælt været faldende i perioden 2010-2013, men er altså steget i 2014 (Figur 7). Det skal bemærkes, at bestandsundersøgelsen i 2008 er gennemført som en stratificeret undersøgelse, hvor områder med høj biomassetæthed er samlet mere intensivt. Biomassen er i 2010-2014 beregnet ud fra de samme stationer, men under antagelse af, at biomassen er tilfældigt fordelt på alle stationer i det undersøgte område.



Figur 7. Bestandsudviklingen i Lillebælt (H96) i 2008 og 2010-2014. Den vertikale lyseblå streg angiver mængden af muslinger afsat til muslingespisende fugle i udpegningsgrundlaget.

Biomassen af muslinger i områder med tætheder på $>1,5 \text{ kg m}^{-2}$ var i 2014 på $2,7 \text{ kg m}^{-2}$ og denne værdi er brugt i beregningerne af arealpåvirkning af muslingefiskeriet.

7.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af blåmuslinger

Muslingebestanden i områder på vanddybde mellem 3 og 15 m er i H96 i 2014 estimeret til at være 124.500 t og er steget med ca. 12% i forhold til 2013. Muslingernes produktionsbetingelser vil bl.a. blive påvirket af fødegrundlag, prædation, fiskeri samt iltsvind. Derudover vil ændringer i rekruttering, vækst og dødelighed have en stor effekt på blåmuslingernes populationsdynamik.

Et fiskeri på 8.000 t vil fjerne 6% af den totale muslingebestand mellem 3 og 15 m i 2014. Det vurderes, at det ønskede fiskeri ikke vil medføre en betydende påvirkning af bestanden af blåmuslinger i Natura 2000 området i Lillebælt.

7.4 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition", (http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm) udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype rev (1170). Der er ikke kortlagt biogene rev i H96. På grund af en manglende kortlægning, er det ikke muligt på nuværende tidspunkt, at vurdere hvor stor en del af biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det ønskede fiskeri. Fiskeriet vil fjerne 6% af bestanden og vil være målrettet tætte forekomster af blåmuslinger. Hvis biogene rev defineres som forholdsvis tætte forekomster af blåmuslinger, vil en forholdsvis større andel af de biogene rev blive påvirket. Hvis de biogene rev defineres som alt fra små til store forekomster af blåmuslinger, vil det ønskede muslingefiskeri kun påvirke en mindre del af naturtypen.

8 BUNDFAUNA

8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna

Brugen af skrabende redskaber som f.eks. en muslingeskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings og Kaiser 1998). Hvor stort omfanget af den pågældende effekt er, afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af f.eks. roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse. DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af fiskeriets effekt på bundfauna i Limfjorden, og de vil sammen med udenlandske undersøgelser danne grundlag for nærværende vurdering.

8.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I vurderingen af den effekt de skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2-2,0 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al. 1998) (Tabel 4). Ved råstofindvinding vil havbunden dog påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring seks måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

Tabel 4. Gendannelsestider af bundfauna efter sedimentudvinding i forskellige habitattyper (Newell et al. 1998).

Lokalitet	Habitattype	Gendannelsestid
James River, Virginia, USA	Mudder og silt	± 3 uger
Coss Bay, Oregon, USA	Mudder (forstyrret)	4 uger
Gulf of Cagliari, Sardinien, Italien	Mudder	6 måneder
Mobile Bay, Alabama, USA	Mudder	6 måneder
Chesapeake Bay, USA	Sand og mudder	18 måneder
Goose Creek, Long Island, NY, USA	Mudderbanke	> 11 måneder
Klaver Bank, Holland	Sand og grus	1-2 år
Dieppe, Frankrig	Sand og grus	> 2 år
Lowestoft, England	Grus	> 2 år
Hollandske kystområder	Sand	3 år
Tampa Bay, Florida, USA	Østersskaller	6-12 måneder
Boca Ciega Bay, Florida, USA	Skaller og sand	10 år
Beaufort Havet, USA	Sand og grus	12 år
Florida, USA	Koralrev	> 7 år
Hawaii, USA	Koralrev	> 5 år

Undersøgelser fra den sydlige del af Løgstør Bredning i Limfjorden har vist en effekt på bunddyr (infauna og epifauna) ved fiskeri af 3-4 år gamle muslinger (Dolmer et al. 2001, Dolmer 2002). Umiddelbart efter fiskeriet blev der fundet signifikant færre arter på muslingebankerne sammenlignet med uden for bankerne. Efter 40 dage var denne forskel ikke længere at spore (Dolmer et al. 2001). Lige efter fiskeriet med et skrabende redskab steg artsdiversiteten uden for muslingebankerne på det sandede substrat. Efter syv dage var forskellen udlignet (Dolmer et al. 2001). Undersøgelserne viser samlet, at fiskeriet påvirker forekomsten af infauna (børsteorme og muslinger) samt en række epifauna organismer (søanemoner, søpindsvin, søpunge og havsvampe). Omvendt ses organismer som hesterejer og slangestjerner i højere tætheder i områder, hvor der er fisket muslinger pga. forbedrede forekomster af føde eller forbedrede bundforhold for disse arter (Dolmer et al. 2001).

Ifølge Dolmer (2002) viste undersøgelser i Limfjorden af langtidseffekten af muslingefiskeriet (4 år) en effekt på epifauna vest for Mors, men ikke i Løgstør Bredning. I et andet studie af Hoffmann og Dolmer (2000) kunne der ligeledes ikke ses nogen langtidseffekt af muslingefiskeriet. I disse studier af langtidseffekterne, er der set på artssammensætningen i et område, hvor der fiskes muslinger, sammenlignet med artsammensætningen i et naboområde, der er lukket for muslingefiskeri.

For at kunne måle en effekt af fiskeriet, skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings og Kaiser, 1998). I et notat om Vandrammedirektivet vurderede DCE (Petersen 2008a), at effekten af muslingefiskeri varer op til 1-2 år i eutrofierede fjorde. Denne vurdering baseres på undersøgelser i den centrale del af Limfjorden, der ofte er udsat for iltsvind. DCE konkluderede i notat om Vandrammedirektiv (Petersen 2008a) ”Med den nuværende viden er der indikationer på langtidseffekter (>4 år) af fiskeri, om end disse er behæftet med en vis usikkerhed, er det sandsynligt, at hyppigheder <5 år vil påvirke biodiversiteten og forekomst af følsomme arter i fjordområder”.

8.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af bundfauna

Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfauna, hvor fiskeriet pågår (7-13 m) i naturtyperne 1110 og 1160 i H96, mens der ikke vil foregå muslingefiskeri på naturtype Rev (1170). I H96 vurderes effekten af muslingefiskeri at vare ~4 år på naturtype 1110 og 1160. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.

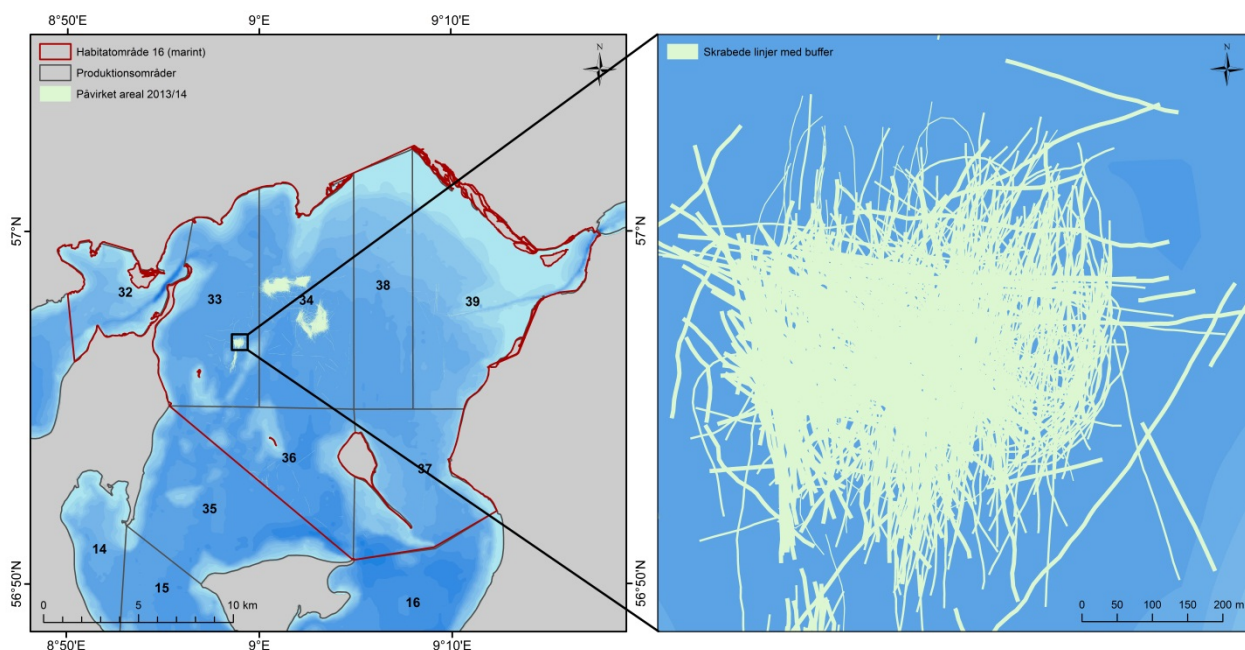
9 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

9.1 Baggrund og principper

Fiskeriet har siden september 2013 haft såkaldte blackboxe påmonteret fartøjerne, der logger informationer om position, sejlhastighed og evt. bevægelse i spillet hvert 10. sek. Dette resulterer i meget nøjagtige og meget store datamængder, idet loggerne også logger under sejlads til og fra fiskepladserne og mens fartøjerne ligger i havn. For at vurdere hvilke datapunkter, der er omfattet af faktisk fiskeri og ikke fx sejlads, bliver fiskeriaktiviteter vurderet gennem en analyse af de retningsbestemte bevægelser, der registreres i data for skibets spil. Hvis data for spillet indikerer bevægelse i den samme retning (med eller mod uret) i et foruddefineret tidsrum (som standard er dette sat til 30 sek.) bliver dette brugt som en indikation for forberedelse til fiskeri. Denne information anvendes i kombination med den nuværende fiskeristatus for at afgøre, om en fiskeriaktivitet lige er begyndt eller er blevet afsluttet. Fundne fiskeriaktiviteter filtreres baseret på to generelle kriterier:

1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet mellem 1,5-4 knob. I NaturErhvervstyrelsen arbejdes der i øjeblikket på at forfine hastighedskriterierne, idet det har vist sig, at det er forskellige hastighedsgrænser for de forskellige fartøjer.
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sek. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give et enkelt sæt af fiskeriaktiviteter.

I sidste ende resulterer ovennævnte procedurer i en liste over fiskeriaktiviteter, der indeholder start- og stop-tidspunkter. Aktiviteter, der er defineret som fiskeri, tilknyttes desuden et id der kan bruges til at definere hvilke punkter, der udgør et samlet skrab. En algoritme, der kan styre automatisk oparbejdning af alle loggede data efter ovennævnte kriterier er udarbejdet, er i gang med at blive kvalitetssikret, og vil blive brugt i den fremtidige oparbejdning af data. Ud fra de modtagne punkter genereres linjer ved at forbinde punkterne, der tilhører samme skrab med en lige linje. Tilhørsforholdet afgøres ud fra trækid-kolonnen der er en del af punkt-datasættet. I *Figur 8* ses et eksempel på oparbejdede blackbox data. De viste data er resultatet af 8634 linjer der blev registreret som skrab ud fra blackbox data i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i fiske-sæsonen 2013/14. Samlet giver disse data et betydelig mere præcist billede af fiskeriets arealpåvirkning end det tidligere har været muligt.



Figur 8. Nærbillede af skrabet areal genereret ud fra blackbox data i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i fiske-sæsonen 2013/14. Kortet til venstre viser placeringen af kortet til højre i bredningen.

De fremkomne linjer fra blackbox data anvendes til at generere arealer ved at lægge en buffer omkring dem. Bredden af bufferne er sat individuelt for hvert træk. På baggrund af fartøjets id samt antallet og bredden af skraberne i de forskellige typer fiskeri beregnes bredden af bufferen. I Lillebælt er der for indeværende sæson kun været tale om fiskeri efter blåmuslinger. Det har derfor ikke været nødvendigt, at koble blackbox data til logbogsdata for at afgøre hvilken type fiskeri der er foretaget. Hvis det i fermtiden bliver nødvendigt at skelne mellem de forskellige typer fiskerier i blackbox data, vil dette kunne gøres på baggrund af logbogsdata.

I de data, der på nuværende tidspunkt er til rådighed, siden farøjerne har begyndt at få monteret blackboxe optræder der 6 forskellige fartøjer ved Østkysten, som alle sammen fisker med 2 skraberne hver af 2 m bredde. Når bufferne er genereret beregnes nettoarealet for at komme frem til det påvirkede areal. Det vil sige, at man kun medtager arealet af et område én gang i løbet af en fiskesæson, selvom der har været skrabet henover samme sted to eller flere gange.

Bufferen er genereret direkte på begge sider af linjen, der er tegnet ud fra GPS punkterne. I praksis vil der være en afstand mellem de anvendte skraberne i vandet, hvis fartøjet fisker med mere end én skraber. Det er derfor blevet undersøgt, hvorvidt en anvendelse af en afstand mellem skraberne vil have indflydelse på det beregnede areal. Det er teknisk vanskeligt og tidskrævende at generere afstand mellem buffere for større datamængder i det anvendte GIS program (ArcGIS 10.2). Der er derfor lavet et forsøg med et begrænset dataset af 26 linjer i Løgstør Bredning for en enkel dag. Der blev beregnet et skrabet netto areal for 2 x 1,5 m skraberne med ingen afstand, 0,5, 1 og 2 m afstand. Som det ses af Tabel 5, var der ikke stor difference imellem de beregnede arealer, den største difference var på 0,63%. Det konkluderes derfor, at der ikke introduceres en nævneværdig fejl ved at anvende en buffer uden afstand. Buffer uden afstand er således anvendt i alle

øvrige beregninger med blackbox data, også ud fra den betragtning, at skraberne i praksis har varierende afstand i løbet af fiskeriet.

Tabel 5. Forsøg med beregning af nettoareal skrabet ud fra 26 linjer black box data med varierende afstand mellem bufferne.

	Netto areal (m²)	Difference (%)
2 x 1,5 m buffer	16840	
2 x 1,5 m buffer m 0,5 m afstand	16855	0.09
2 x 1,5 m buffer m 1 m afstand	16851	0.07
2 x 1,5 m buffer m 2 m afstand	16947	0.63

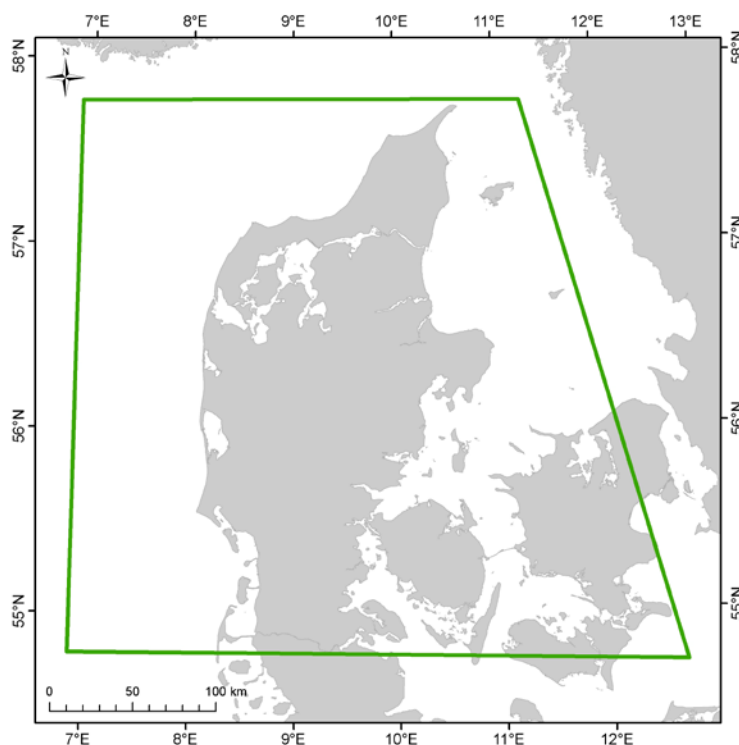
9.1.1 Fejlkilder/udfordringer

Selvom blackbox data giver et utroligt præcist billede af fiskeriet i Lillebælt, er der stadigvæk udfordringer med data. Der er gjort en stor indsats for at minimere fejlkilder, men de kan ikke elimineres fuldstændig. I nedenstående afsnit gennemgås nogle af de problemer, der er blevet arbejdet med i forbindelse med analyser af blackbox data fra muslingefiskeri i Limfjorden.

GPS modtageren ”hænger” i enkelte tilfælde, dvs. at selvom fartøjet flytter sig, så ændrer den position som bliver logget fra GPS’en sig ikke. Der er til fremtidig brug blevet etableret en algoritme, der gør at disse dobbelte punkter bliver fjernet, men det er ikke muligt at rekonstruere, hvor fartøjet nøjagtig har befundet sig på det pågældende tidspunkt. I nogle tilfælde resulterer dette i, at der bliver registreret meget korte skrab på eksempelvis 10 m i april 2014 i Lillebælt, eller at der kun findes et enkelt punkt som bliver registreret som skrab. I den nuværende oparbejdning af data er linjer, der har en længde på 0 m ikke blevet fjernet, men der dannes ikke en buffer omkring punktet. For de 23 måneder der blev undersøgt indledningsvis (juli 2012-maj 2014, alle områder) drejer det sig dog kun om 0,3% af skraberne, der har en længde på 0 m, så den introducerede fejl til det samlede skrabede linjelængde må siges at være meget begrænset. I forhold til skraberne, der bliver registreret som værende for korte, er usikkerheden endnu ikke kvantificeret, da det svært at sætte en præcis grænse for, en realistisk længde for et skrab.

Et andet problem er, at sensoren, der registrerer de retningsbestemte bevægelser af skibets spil, kan i enkeltstående tilfælde sætte ud. Sker det, mens et skrab er i gang, vil det ikke blive registreret når skrabet bliver afsluttet. Fartøjets videre sejlads vil derfor stadig blive registreret som igangværende skrab og først når det næste skrab afsluttes (hvis sensorerne igen virker på dette tidspunkt) bliver den samlede linje afsluttet. Ved visuel kontrol optræder der få tilfælde med linjer, hvor skibet åbenlyst sejler mod havn. Det er svært at bedømme, hvor grænsen for skrabe-længden præcist skal sættes, men sætter man den ved 1 km, er godt 10% af linjerne for lange.

Ind imellem optræder der også fejlskud i GPS koordinaterne. Der bliver således registreret koordinater, som er åbenlyst forkerte. Disse fejlregistreringer udgør dog en forsvindende lille andel af data idet de kun optræder i 0,02% af linjerne i de indledningsvis undersøgte måneder. Data bliver derfor nu automatisk undersøgt for om det ligger indenfor et defineret område, den såkaldte geoboks, se *Figur 9*. Hvis et punkt falder udenfor geoboksen bliver det fjernet, da det anses for at være en kortvarig fejl i GPS'en. Der kan dog stadig forekomme kortvarige fejl i GPS'en der gør at positionen ikke registreres korrekt, men hvis fejlen ikke er så grov at den gør at punktet falder udenfor den definerede geoboks forbliver punktet i datasættet.



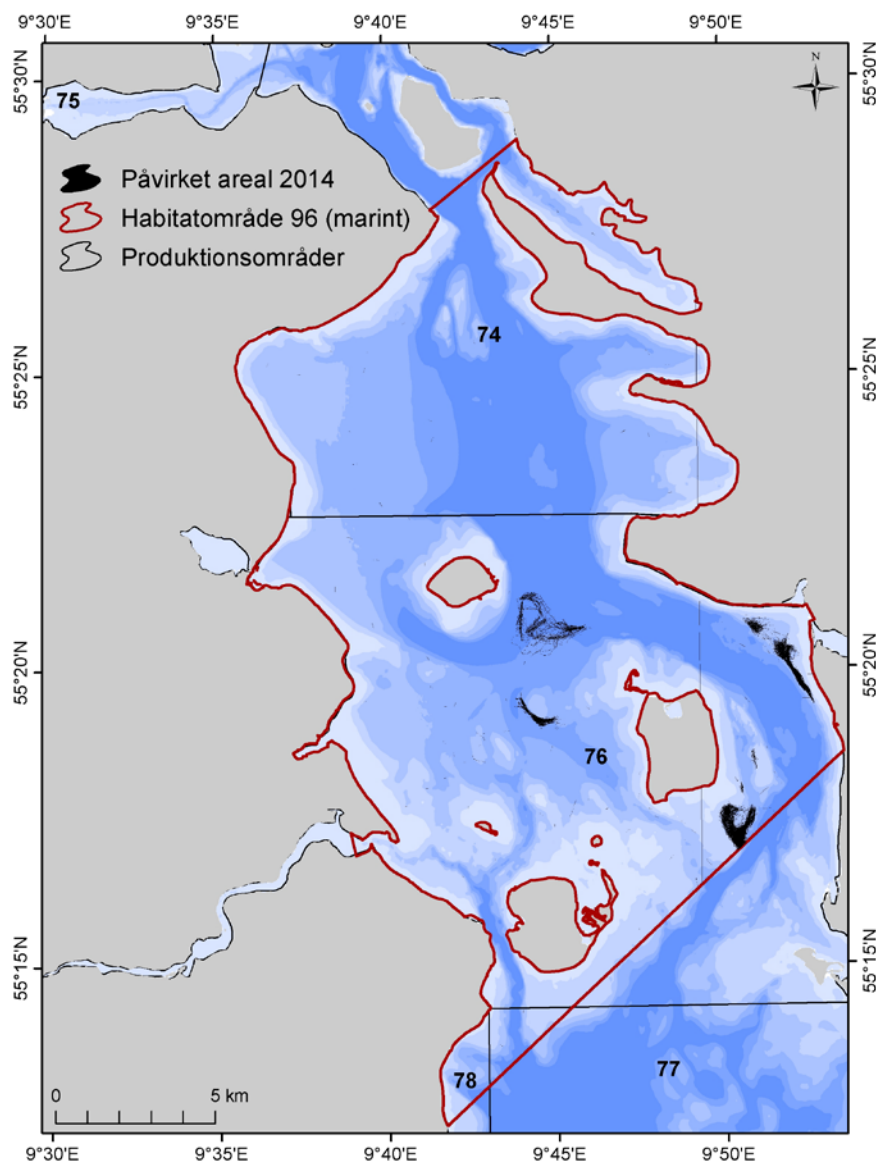
Figur 9. Afgrænsning af området hvor GPS punkter fra blackbox anses for at være gyldige.

For at udvikle algoritmer til fejlfinding i fremtidige data blev alle skrab i en enkel måned (november 2013, alle områder) gennemgået manuelt af NaturErhvervstyrelsen. November 2013 blev valgt da det dels drejer sig om en måned med stor fiskeriaktivitet og dels fordi november 2013 viste sig at indeholde eksempler på de forskellige udfordringer. Det påvirkede areal for alle fartøjer i de danske farvande blev beregnet for de automatisk genererede data og for de manuelt rettede data. Der blev brugt en standard buffer på 3 m omkring skrabelinjerne, svarende til to skrabere af 1,5 m bredde. Denne undersøgelse viste et samlet areal der var ca. 5% større for det manuelt rettede data end for de oprindelige data.

9.1.2 Resultater

Resultaterne i dette afsnit baserer sig på blackbox data fra 1. januar til 31. december 2014. Blackbox data er ikke endeligt kvalitetssikrede for alle månederne, hvorfor det må forventes, at der kan forekomme mindre

ændringer i de endelige arealberegninger i fremtidige konsekvensvurderinger, når alle data er blevet endeligt kvalitetssikrede. I løbet af 2014 blev der fisket af 3 fartøjer i Lillebælt. Den gennemsnitlige længde for linjerne er 448 m, minimumslængden er 12 m, maksimum er 2257 m. Der er fundet 3753 linjer. Det samlede påvirkede areal blev beregnet til 3,7 km², hvilket udgør 1,4% af arealet af Natura 2000 området i Lillebælt (Figur 10).



Figur 10. Areal påvirket ved muslingefiskeri i Natura 2000 området H96, Lillebælt i perioden 1. Januar-31. december 2014. Arealet er genereret ud fra blackbox data.

9.2 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Gentaget fiskeri efter blåmuslinger kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme Natura 2000 område. Formålet med dette afsnit er, at vurdere omfanget af den kumulative påvirkning. På baggrund af de faktisk landede mængder fra Lillebælt 2010-2013, har det været muligt at estimere,

hvor store arealer, der blev påvirket ved gennemførelsen af det tilladte fiskeri. For fiskerisæsonen 2014 er det angivne areal beregnet vha. af blackbox data, og omfatter kun fiskeri indenfor Natura 2000 området. Fiskeriet har i perioden påvirket 1,0-1,6% af den marine del af Natura 2000 området og er estimeret til at påvirke 2,1% i 2015 (**Tabel 6**).

Tabel 6. Arealpåvirkning i den marine del af Natura 2000 området i forhold til landede mængder i Lillebælt (område 74+76). De landede mængder er baseret på landingsstatistik fra NaturErhvervstyrelsen. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H96 på 284 km² og en effektivitet af muslingeskraberen på 50%. For fiskerisæsonen 2014 er der anvendt blackbox data til beregningen, mens for 2015 er det den ansøgte mængde, der er udgangspunkt for beregningen.

Fiskerisæson	Mængde ton	Biomasse i fisket område (kg m ⁻²)	Arealpåvirkning	
			(km ²)	(%)
2010	4.874	2,6	3,8	1,3
2011	5.475	2,8	4,0	1,4
2012	3.272	2,3	2,9	1,0
2013	5.181	2,3	4,6	1,6
2014	7.414#		3,7	1,4
2015	8.000	2,7	5,8	2,1

Den angivende mængde landet for fiskerisæsonen 2014 (7.414 t) omfatter fiskeri i marts-maj og sep-dec 2014 samt januar 2015 i område 76, herunder natura 2000 området N112, Lillebælt (juni-august er fiskeriet lukket i N112). Den angivne mængde inkluderer således fiskeri i området udenfor N112 i område 76, men ikke et eventuelt fiskeri i N112 i februar 2015.

I de tidligere afsnit i konsekvensvurderingen er muslingefiskeriets effekt på muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna undersøgt, og det er angivet hvor lang gendannelsestiden er for de enkelte økosystemkomponenter. Gendannelse af makroalger, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at vare henholdsvis 5, 3 og 4 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. Ved en beregning af de kumulative effekter på makroalger skal der som udgangspunkt tages højde for den ikke homogene fordeling. Der foreligger ikke datamateriale for Lillebælt, der kan godtgøre fordelingen af makroalger på en sådan måde, at der kan tages højde for den ikke-homogene fordeling af makroalger. Det er derfor i beregningerne ud fra et forsigtighedsprincip antaget, at makroalger forekommer overalt, hvor der er fiskeri efter muslinger.

Gendannelse af ålegræs kan vare fra 2-100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor estimeret til at vare >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i denne periode og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen er derfor ikke medtaget i vurderingen. Siden 2009 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar forudsætning i

muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

På baggrund af biomasse af blåmuslinger, landede mængder og gendannelsestiderne er det muligt at beregne hvor store områder, der vil blive påvirket, eller vil være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, og det konsekvensvurderede fiskeri i 2015. På nær for 2014 baserer arealberegningerne sig endnu ikke på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning, men udelukkende på en kombination af skøn over biomassen i de tætte forekomster og den landede mængde. Endvidere er det i fiskeplanen angivet, at fiskeri på bestande tættere end 1,5 kg m⁻² vil blive tilstræbt, men dette er ikke et ufravigeligt vilkår. Beregninger på skrabet fremkommet fra fiskeriets obligatoriske logbogsindberetninger i Limfjorden indikerer imidlertid, at fiskeriet rent faktisk foregår på tættere bestande, end de data, der bruges til konsekvensvurderingen. Med indførelse af obligatoriske blackboxe på bådene vil det som for 2014 blive muligt at beregne den faktiske arealpåvirkning fremadrettet (Afsnit 9.1.2).

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 50% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabs én gang. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold overestimere den kumulative effekt. De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i *Tabel 7*, og ingen af økosystemkomponenterne overskrider den fastsatte grænseværdi på 15%.

Tabel 7. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H96. Kumuleret arealpåvirkning for blåmuslinger, makroalger og bundfauna angivet som procentdel af arealet der påvirkes. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 4 år. Blåmuslinger, makroalger og bundfauna er antaget påvirket svarende til det skrabede areal. Den estimerede arealpåvirkning for 2015 er beregnet ud fra et fiskeri på 8.000 t blåmuslinger.

	Gendannelsestid (år)	2011 (%)	2012 (%)	2013 (%)	2014 (%)	2015 (%)	Kumuleret (%)
Blåmusling	3			1,6	1,4	2,1	5,1
Makroalger	5	1,4	1,0	1,6	1,4	2,1	7,5
Bundfauna	4		1,0	1,6	1,4	2,1	6,1
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0

9.3 Iltforhold

Reducerede iltkoncentrationer f.eks. i forbindelse med iltsvind kan påvirke en række af de centrale økosystemkomponenter i muslingepolitikken. F.eks. er der i Limfjorden i forbindelse med iltsvindshændelser registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3-4.

Iltkoncentrationer i Lillebælt er siden 1976 blevet målt af de tidligere amter og nu af Naturstyrelsen på faste stationer. Omfanget af iltsvind i Lillebælt er efterfølgende beregnet ved hjælp af en model (DMU 2010). I

Lillebælt er iltsvindshændelser blevet rapporteret for en række områder, dog hovedsageligt udenfor Natura 2000 området. I 2014 er der i Lillebælt målt iltkoncentrationer i perioden maj-september. Der er ikke rapporteret iltsvind i Natura 2000 området i Lillebælt i 2014 i denne periode. Der forekom dog kraftigt iltsvind syd for Natura 2000 området i juni-august 2014 (Data fra DCE iltsvindsrapporter 2014).

9.4 Konklusion for kumulative effekter

Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i tidligere år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri (8.000 t) er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. I beregningen er gendannelsestiden efter et fiskeri for de tre økosystemkomponenter anvendt til at vurdere, hvor langt tilbage i tiden fiskeriets påvirkning skal kumuleres over. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt med en max. 15% arealpåvirkning.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 50% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrubes en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold medføre en overestimering af den kumulative effekt.

Forekomst af iltsvind i Lillebælt vurderes ikke at medføre betydende kumulative effekter i forhold til fiskeriet.

10 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

10.1 Muslingeædende fugle

Lillebælt er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde (F47) og udpegningsgrundlaget for fugle er angivet i Bilag 2. I udpegningsgrundlaget indgår ni marine arter (edderfugl, bjergand, hvinand, sangsvane, havørn, toppet skallesluger, dværgerne, havterne og fjordterne), som potentielt kan blive forstyrret af muslingefiskeri. Tre arter, hvinand, edderfugl og bjergand, er muslingeædende og deres fødegrundlag kan potentielt blive påvirket. Hvinand, edderfugl og bjergand er trækfugle, der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

Hvinanden har et bredt fødevalg, som både omfatter plantedele, insekter, krebsdyr, bløddyr og fisk (Madsen 1954, Jepsen 1976). Andelen af blåmuslinger kan lokalt udgøre op til 60% af fødevalget, når forekomsten af andre fødekilder er begrænset (Pehrsson 1976). Hvinand fouragerer på muslinger med størrelser op til 12 mm (Madsen 1954).

Hvinanden overvintrer i Danmark. Den ankommer i september og især oktober måned, og forlader landet igen i april og maj måned. Fiskeriet efter blåmuslinger vil foregå i den samme periode, som ænderne ankommer for at overvintrere. Hvinand søger føde om dagen, hvor arten dykker fra vandoverfladen og tager føde dels på bunden og dels i den mellemste del af vandsøjlen. Ænderne dykker fortrinsvis til mellem 1-6 m og sjældent dybere. Hvinændernes dybdefordeling i Lillebælt er ikke undersøgt systematisk, men danske undersøgelser fra omegnen af Nysted Vindmøllepark ved Lolland bekræfter den tidligere beskrivelse (Petersen et al. 2006). Her blev henholdsvis 74,2% og 20,6% af 7.500 hvinænder fordelt på 707 flokke optalt i dybdeintervallerne 0-2 m og 2-4 m. Af de resterende blev 4,7% noteret på dybder mellem 4-8 m, og de resterende 0,5% på dybder mellem 8-22 m (Clausen et al. 2008).

På baggrund af data fra Natura 2000 området i Løgstør har DCE beregnet den mængde muslinger, der skal være til rådighed for en enkelt hvinand. I Lillebælt er bestanden af hvinænder 5.000 individer (jf. mål i udpegningsgrundlag) og dermed er den mængde muslinger, der skal være til rådighed ca. 6.950 t blåmuslinger årligt (Clausen et al. 2008). Heri er indregnet, at ikke alle muslinger vil være tilgængelige som føde for hvinanden (Goss-Custard et al. 2004), hvorfor det reelle fødebehov vil være mindre end de 6.950 t blåmuslinger.

Bjergand overvintrer ligesom hvinand i Danmark og har samme tidsmæssige udbredelse. Da bjergand har samme fødepræference som hvinand, og med en fødesammensætning bestående af ca. 60% muslinger (Nilsen 1972) beregnes fødebehovet for bjergand med samme beregningsmetode som for hvinand. Da data fra DCE viser, at bjergand vægtmæssigt er 36% større end hvinand, er bjergands fysiologiske fødebehov beregnet som 1,36 gange hvinands fødebehov. Den mængde muslinger, der skal være til rådighed for bjergand i Natura 2000 området i Lillebælt er ca. 75.600 t blåmuslinger. Heri er medregnet, at ikke alle muslinger er tilgængelige som føde for bjerganden (Goss-Custard et al. 2004). Både hvinand og bjergand fouragerer på mindre blåmuslinger af størrelser på henholdsvis 12-23 mm og <30 mm.

Edderfuglen overvintrer ligesom hvinand og bjergand i Danmark. Edderfuglen er den største af de danske dykænder, og også den bedste dykker (Madsen 1954), og kan dykke ned til 20 m, men dykker dog oftest på lavt vand (<10 m). Edderfugl lever overvejende af blåmuslinger, søpindsvin og snegle, men æder også krebsdyr, pighuder, små fisk og orme (www.dof.dk). Edderfugl er rapporteret til at kunne fouragere på muslinger af størrelser fra 0-80 mm, men med en præference for muslinger med en størrelse på ca. 30-40 mm i Kattegat (Madsen, 1954). Undersøgelser i Vadehavet har endvidere vist, at edderfugl foretrækker muslinger større end 30 mm (Nehls et al. 1997, Laursen og Clausen, 2008). Fødebehovet for edderfugl i Natura 2000

området i Lillebælt er ca. 25.200 t blåmuslinger, og ligeledes er der heri medregnet, at ikke alle muslingerne vil være tilgængelige som føde for edderfuglene.

Tabel 8. Måltal for antal individer (Miljøministeriet, 2011), muslingemængde og byttestørrelse.

Fugleart	Måltal (antal individer)	Muslingemængde (ton)	Byttestørrelse muslinger (mm)
Edderfugl	40 000	25 200	<80
Bjergand	40 000	75 600	<30
Hvinand	5 000	6 950	12-23

Det totale maksimale teoretiske fødebehov for alle tre arter er derfor 107.750 t blåmuslinger (Tabel 8). I estimatet på 107.750 t indgår fødebehovet for alle tre fugleart kumulativt, selvom fuglene har delvist forskellige størrelsespræferencer for muslinger. Det er således tidligere antaget (Dolmer et al. 2013) på baggrund af ekspertudtalelser fra DCE, at edderfuglenes fødebehov vil kunne blive dækket af den mængde muslinger, der er afsat til dækning af bjergands og hvinands teoretiske fødebehov. Det kan således antages, at det reelle behov for blåmuslinger som en del af fødegrundlaget er væsentligt mindre end de 107.750 t estimeret, men den fulde mængde er udtryk for en formel summering af alle fuglearters behov.

10.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskeædende fugle

Fødegrundlaget for de fiskeædende fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget (havørn, toppet skallesluger, dværg-, hav- og fjordterne), kan blive påvirket af muslingefiskeri hvis naturtyperne forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Der er observeret en meget begrænset bifangst af større fladfisk i forbindelse med blåmuslingefiskeriet, og der er ikke observeret bifangst af mindre pelagiske eller andre bundlevende fiskearter end fladfisk. Derfor vurderer DTU Aqua, at blåmuslingefiskeri ikke direkte vil påvirke fødegrundlaget for fiskeædende fugle i F47. Blåmuslingefiskeriet påvirker havbunden, men hvorvidt dette påvirker fødegrundlaget for fisk, og hvorvidt det har en negativ effekt på disse fisk vides ikke. Muslingefiskeriet vil foregå på et begrænset areal fordelt på flere måneder og fisk fordeler sig både spatielt og temporært igennem året. DTU Aqua forventer derfor ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende negativ effekt på de fiskeædende fuglearters fødegrundlag i Lillebælt.

10.3 Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle

Ålegræs udgør en vigtig del af planteædende fugles fødegrundlag. Forekomster af ålegræs vil ikke blive påvirket af muslingefiskeri (Afsnit 5.5). Fiskeriet vil foregå på dybder >7 m, og da sangsvanen søger føde på 0-2 meter, vil fiskeriet ikke være i konflikt med fødegrundlaget for denne art.

10.4 Forstyrrelse af fugle

Natura 2000 planen angiver i trusselsvurderingen næringssalte, forstyrrelse fra færdsel og rekreative aktiviteter samt fiskeri med bundsløbende redskaber, som de væsentligste årsager til negativ påvirkning af fugle på udpegningsgrundlaget. For hvinand er forstyrrelsen kritisk i perioden for fældning. Det er i Fiskeplanen (

Bilag 3) ikke angivet, hvor mange fartøjer der maksimalt vil forekomme i samme område af gangen, men der er udstedt seks licenser på østkysten, hvilket derfor vil være det maksimale antal. Under fiskeri sejles der med en hastighed på 3-4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end f.eks. forstyrrelse af hurtigt sejlede surfere og speedbåde. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med seks fartøjer i samme produktionsområde ikke vil virke forstyrrende på nogle af de udpegende arter.

10.5 Kumulative effekter på fugle

Muslingefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med jagtaktiviteter og den øvrige tætte skibstrafik i Lillebælt have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse. Bidraget fra muslingefiskeriet vurderes dog at være uden betydning.

10.6 Konklusion vedrørende beskyttede fuglearter

DTU Aqua har estimeret bestanden af blåmuslinger på vanddybder mellem 3-15 m til at være 124.500 t. Det teoretiske maksimale fødebehov for de muslingeædende arter hvinand, bjergand og edderfugl er 107.500 t. DTU Aqua vurderer at et muslingefiskeriet på 8.000 t, som angivet i fiskeplanen, ikke vil påvirke fødegrundlaget for muslingeædende fugle (edderfugl, hvinand, bjergand), da det kun vil fjerne 6% af den estimerede muslingebestand i 2014

DTU Aqua vurderer, at fødegrundlaget for de fiskeædende arter (havørn, toppet skallesluger, dværgterne, havterne, fjordterne) ikke direkte vil blive påvirket ved muslingefiskeri. Muslingefiskeriet foregår på et begrænset areal og over flere måneder, og derfor forventes det ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på de fiskeædende fuglearters fødegrundlag i Lillebælt.

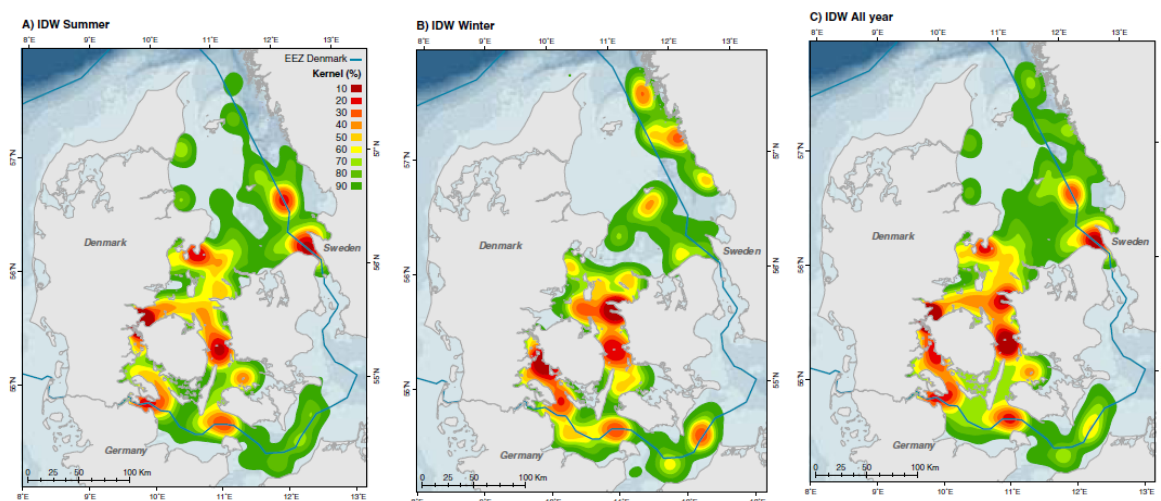
Planteædende fugle (sangsvane) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybde, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri.

Fiskeriet forventes ikke at kunne medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, idet maksimalt seks fartøjer vil fiske i ét produktionsområde samtidigt.

10.7 Marsvin

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (bilag IV arter). Særligt beskyttet pattedyr i Lillebælt er marsvin.

Ifølge satellitsporinger fra DCE forekommer der marsvin året rundt i Lillebælt (DMU, 2008). Som det fremgår af Figur 11. forekommer marsvin særligt i den nordlige del af Lillebælt i sommerperioden og den centrale del i vinterperioden. Udbredelsen skal dog evalueres med forbehold, da antallet af mærkede dyr er begrænset i nogle måneder (især om vinteren) og resultaterne er derfor ikke repræsentative for hele bestanden.



Figur 11. Kernel density kort (Densitetskort) over marsvins-områder i indre danske farvande. (IDW= Inner Danish Waters). Data er baseret på 37 marsvin, som er mærket i de indre Danske farvande mellem 1997-2007 (DMU 2008).

Fiskerieffekter på marsvin er både direkte i form af bifangster og indirekte i form af forstyrrelser eller påvirkning af fødegrundlaget. Bifangster af marsvin i Danmark ses hovedsageligt i garnfiskeriet, og der er ikke registreringer af bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Marsvin kan udvise adfærdsforandringer ved tilstedeværelsen af skibstrafik. Dette er påvist i studier, hvor marsvin havde en signifikant roligere adfærd på 1.500 m afstand af et skib, sammenlignet med deres adfærd inden for 700 m af skibet (Palka 1995). Danske undersøgelser har vist, at marsvin ikke viste ændret adfærd i områder med stærkt trafikerede skibsruter. Kendetegnede for støjen i disse områder var, at støjen var lavere end det frekvensområde, hvor marsvinene hører bedst, hvorfor en eventuel ændring i marsvins adfærd kun forventes indenfor meget kort afstand fra skibene (Mortensen et al. 2012). De 6 fartøjer, der potentielt kan fiske muslinger samtidig, kan medføre en lille forstyrrelse af marsvinene lokalt i kortere perioder. DTU Aqua vurderer derfor, at muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeri påvirker marsvins fødegrundlag i Lillebælt. Data fra strandede og bifangede marsvin i de indre danske farvande fra perioden 1985-2006 viser, at marsvinenes føde har følgende artsfordeling: torsk (47%), hvilling (13%), sild (9%), kutlinger (7%), ålekvalbe (6%), tobis (3%), sperling (1%) og ål (1%) (Andreasen, 2009). Der forventes ingen direkte påvirkning fra muslingefiskeriet, idet der kun er registreret bifangst af fladfisk som ikke er registreret som en del af marsvins fødegrundlag. Om der kan være indirekte effekter af muslingefiskeriets, påvirkning af fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden er ikke undersøgt. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 8.000 t muslinger, der er fordelt over flere måneder, ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for marsvin i Lillebælt (H96).

Skibstrafikken er så tæt i habitatområdet i Lillebælt, at der er overvejende sandsynlighed for, at denne forstyrrelse påvirker marsvinenes adfærd. Muslingefiskeriet vil bidrage, men med en meget lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige tætte skibstrafik i området.

10.8 Konklusion vedrørende marsvin

Muslingefiskeriet påvirker ikke marsvin direkte, idet der ikke forekommer bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, idet bifangst af fisk er lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for marsvin i de indre danske farvande består af 79-82% bundlevende fisk. Et muslingefiskeri på 8.000 t, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lillebælt fiskes på et begrænset areal af habitatområdet og disse er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 8.000 t muslinger ikke vil have en betydende effekt på hverken fødegrundlaget eller bestanden af marsvin i Lillebælt (H96).

Muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige, tætte skibstrafik i området, idet undersøgelser viser, at marsvinenes adfærd påvirkes af skibe indenfor 700 m radius.

11 REFERENCER

- Andreasen H (2009). Marsvinets (*Phocoena phocoena*) rolle som prædator i danske farvande. Speciale afhandling ved Biologisk Institut, Københavns universitet.
- Barnette MC (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Bergamasco A, De Nab L, Flindt MR, Amos CL (2003) Interactions and feedbacks among phytobenthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. Continental Shelf Research 23: 1715–1741.
- Borum J (1985) Development of epiphytic communities in eelgrass (*Zostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. Marine Biology 87:211-218
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW (2007) Seagrasses and eutrophication. Journal of experimental biology and ecology 350:46-72
- Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010) Resuspension created by bed-load transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. Hydrobiologia 649:69–76.
- Cardoso PG, Pardal MA, Lillebø AI, Ferreira SM, Raffaelli D, Marques JC (2004) Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 302:233-148.
- Carstensen J, Krause-Jensen D (2009). Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D (2012). Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.
- Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013) How Brittany and Florida coasts cope with green tides. International Journal of environmental studies 65:2, 191-208.
- Churchill AC (1983) Field studies on seed-germination and seedling development in *Zostera marina* L. Aquat. Bot. 16(1):21-29.
- Clausen P, Laursen K, Petersen KI (2008). Muslingebanker versus fugleliv i den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Clausen P, Bas-sompierre M, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramkow M (2009). Udvikling af kulturban-ker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 212-2009, 127 p.
- Cuomo V, Merril J, Palomba I, Perretti A (1993). Systematic collection of *Ulva* and mariculture of *Porphy-ra*: biotechnology against eutrophication in the Venice lagoon. International Journal of Environmental Studies 43:2-3

- Cuomo V, Perretti A, Palomba I, Verde A, Cuomo A (1995) Utilisation of *ulva rigida* biomass in the Venice lagoon (Italy): Biotransformation in compost. *Journal of applied Phycology* 7:479-485
- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995) Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst* 5:205-232.
- Dawes CJ, Andorfer J, Rose C, Uranowski C, Ehringer N (1997) Regrowth of the seagrass *thalassia testidum* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.
- Dolmer P (2002). Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001). Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiol.* 465: 115-127.
- Dolmer P, Christoffersen M, Geitner K, Larsen F, Dinesen GE, Holm N (2013). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2013. DTU Aqua-rapport nr. 261-2013.
- DMU (2008). High density areas for harbour porpoises in Danish waters. NERI Technical Report No. 657
- DMU (2010). <http://www.dmu.dk/Vand/Havmiljoe/Iltsvind/>
- Duarte CM (2000) Marine biodiversity and ecosystem services. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:117-131.
- Dyckjær SM, Jensen JK, Hoffmann E (1995). Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Fletcher RL (1992). The 'Green Tide' problem. In Delepine R, Morand P (eds), *Production and Exploitation of Entire Seaweeds. Proceedings of the third COST 48 Sub-Group workshop. Paimpol & Saint-Malo (France).*
- Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I, Marques JC (1999). Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: a brief review. *Acta Oecologica* 20 (4), 237–248.
- Frederiksen S, Christie H, Sæthre BA (2005) Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research* 1:1, 2-19.
- Fyns Amt (2006). Natura 2000 basisanalyse. Habitatområde H96, EF Fuglebeskyttelsesområde 47 Lillebælt. Natur- og Vandmiljøafdelingen.
- Geertz-Hansen OG, Sand-Jensen K, Hansen DF, Christiansen A (1993). Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. *Aquatic Botany* 46, 101–109.
- Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003). Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and oceanography* 48:210-216.
- Goss-Custard, JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, le V dit Durell, SEA, McCrorty S (2004). When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – *Proc. Royal Soc. Lond. B.* 271: 233-237.

- Hansen JCR, Reidenbach MA (2012) Wave and tidal driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. *Marine Ecology Progress Series* 448:271-287.
- Harrison PG (1993) Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. *Aquat. Bot.* 45, 63–77.
- Hermesen JM, Collie JS, Valentine PC (2003). Mobile fishing gear reduces benthic megafaunal production on Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series* 260:97-108.
- Hill AS, Brand A, Veale LOV, Hawkins SJ (1997). The assessment of the effects of scallop dredging on benthic communities. Contractor: Port Erin Marine Laboratory, University of Liverpool. MAFF Rep no CSA 2332. Feb 97.
- Hoffmann E, Dolmer P (2000). Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1310-1314.
- Holmer M, Wirachwong P, Thomsen MS (2010). Negative effects of stress-resistant drift algae and high temperature on a small ephemeral seagrass species. Conference abstract.
- Hootsmans MJM, Vermaat JE, Vierssen W van (1987). Seed bank development, germination and early seedling survival of two eelgrass species from the Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. *Aquatic Botany* 28: 275-285.
- Jennings S, Kaiser MJ (1998). The effects of fishery on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352
- Jepsen PU (1976). Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. *Dan. Rev. Game Biol.* 10 (4): 1-23
- Jolley JW (1972). Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. *Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser.* 67:42 p.
- Krause-Jensen D, Carstensen J, Dahl K (2007). Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Mar Poll Bull* 55:114-125.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB (2009). Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 755.
<http://www.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>
- Laursen K, Clausen P (2008). Muslingeædende fugle og blåmuslinger i Vadehavet. Notat fra DMU 7. September 2008.
- Lyngby JE, Mortensen SM (1996). Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology* 17(1-3):345-354.
- Madsen FJ (1954). On the food habits of the diving ducks in Denmark. *Dan. Rev. Game Biol.* 2 (3): 157-266.
- Magorrian BH (1996). The impact of commercial trawling on the benthos of Strangford Lough, Northern Ireland. PhD Thesis, Queens University of Belfast, 218 pp.

Majland P (2005). Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialerapport, Århus Universitet 1-96.

Marbá N, Holmer M, Gacia E, Barrón C (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 6

Markager S, Sand-Jensen K (1992). Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. *Mar Ecol Prog Ser* 88(1):83-92

Mazé J, Morand P, Potoky P (1993). Stabilization of “green tides” *Ulva* by method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of applied phycology* 5:183-190.

Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011). Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of moluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.

Middelboe AL, Sand-Jensen K, Krause-Jensen D (1998). Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. *Journal of Phycology*, 34: 457–466.

Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000). Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia* 39(3): 245-257.

Miljøministeriet (2011). Natura 2000-plan 2010-2015. Lillebælt. Natura 2000 område nr. 112. Miljøministeriet, Naturstyrelsen. ISBN nr.: 978-87-7091-295-2.

Miljøministeriet (2012). Oversigt over Fuglebeskyttelsesområdernes udpegningsgrundlag 31/12 2012. <http://naturstyrelsen.dk/media/nst/68126/Fugl-Udpgr-2012-31Dec.pdf>

Morgan LE, Chuenpagdee R (2003). Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.

Mortensen LO, Tougaard J, Teilmann J (2012). Effects of underwater noise on harbour porpoises around major shipping lanes. Department of Bioscience, Aarhus University: 30 p.

Møhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008). Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel . By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.

Naturstyrelsen (2011). Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdspapir fra Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet

Nehls G, Hertzler I, Scheiffarth (1997). Stable mussel *Mytilus edulis* beds in the Wadden Sea – They’re just for birds. *Helgo Meeresunters.* 51:361-372.

Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock DR (1998). The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 36: 127–178.

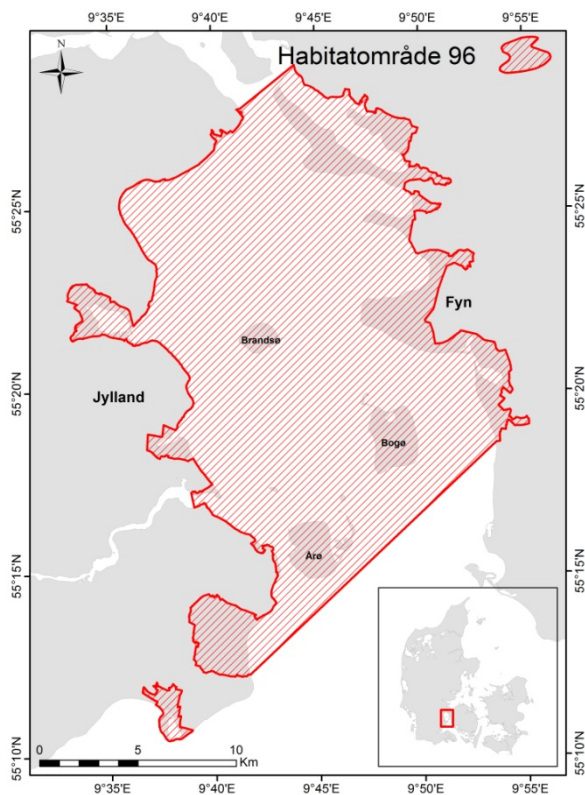
Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O. (2002). Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032

- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004). Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Nilsson L (1972). Local distribution, food choice and food consumption of diving ducks on a south Swedish lake. *Oikos* 23:82-91.
- Northeast Region EFHSC (Northeast Region Essential Fish Habitat Steering Committee) (2002). Workshop on the effects of fishing gear on marine habitats off the Northeastern United States October 23-25, 2001 Boston, MA. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 02-01:86 p.
- Olesen B (1996). Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *Marine Ecology Progress Series* 134: 187-194.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994). Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106:147- 156.
- Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2009). Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*. Abstract from ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters! Nice, Frankrig.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56:12.
- Palka, (1995). Evidence of ship avoidance from harbor porpoises during line transect sighting surveys in the Gulf of Maine. Rep. int. Whal. Comm SC/47/SM27.
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999). Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) Havmiljøet ved årtusindeskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004). Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, cell and environment* 27: 595-602.
- Pehrsson O (1976). Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen IK, Christensen TK, Kahlert J, Desholm M, Fox AD (2006). Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. DONG Energy and Vattenfall A/S.
- Petersen JK (2008a). Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.
- Petersen JK (2008b). Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybde i Limfjorden- DMU notat juni 2008.
- Petersen JK, Hansen, Laursen MB, Clausen J, Carstensen J, Conley DJ (2008). Regime shift in a coastal marine ecosystem. *Ecol. Appl.* 18 (2): 497-510.

- Petratis PS, Methratta ET (2006). Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. *Jour Exp Mar Bio Ecol* 338:222-232.
- Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S, Macinnis-Ng CMO (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999). Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200
- Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005). Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine environmental research* 60: 51-68.
- Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-Pinto I (2011). Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the north of Portugal. Consistency between species and functional group approaches. *Journal of Sea Research* 66(3): 187-194..
- Salomonsen J, Flindt MR, Geertz-Hansen O (1997). Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. *Ecological Modelling*. 102: 129-132.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991). Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. *Aquatic botany* 41(1-3):137-176.
- Schubert H, Schygula C (2006). Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Universität Rostock. Projekt: 61403110
- Sewell J, Harris R, Hinz H, Votier S, Hiscock K. (2007). An assessment of the impact of selected fishing activities on European marine sites and a review of mitigation measures, SEAFISH, SR591, ISBN – 0 903941 69 4
- Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005). North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- Svane, I, Setyobudiandi, I (1996). Diversity of associated fauna in beds of blue mussel *Mytilus edulis* L.: Effects of location, patch size, and position within a patch. *Ophelia* 45: 39-53.
- Tarnowski M (2006). A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. Fish. Tech. Rep. Ser. 48:30 p.
- Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series* 418, 119-130.
- Valdemarsen, T. B, Wendelboe, K, Egelund, JT, Kristensen, E. & Flindt, M. (2011). Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 410: 45-52.
- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr PJ, Hersch D, Foreman K (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42, 1105-1118.

- Van Katwijk MM, Van der Welle MEW, Lucassen ECHET, Vonk JA, Christiansen WK, Inayat al Hakim I, Arifin A, Bouma TJ, Roelofs JGM, Lamers LPM (2011). Early warning indicators for river nutrient and sediment loads in tropical seagrass beds: A benchmark from near-pristine archipelago in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 62:1512-1520.
- Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I (2012). Spatial variability to intertidal macroalgal assemblages on the north Portuguese coast: Consistence between species and functional group approaches. *Helgol Mar Res* 67:191–201.
- Vining R (1978). Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hard-shell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour., 55 p.
- Wade PM (1993). The influence of vegetation pre-dredging on the post dredging community. *Journal of Aquatic Plant Management* 31:141–144.
- Walker DI, Kendrick GA, McComb AJ (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 23.
- Watling L, Norse EA (1998). Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clear cutting. *Conserv. Biol.* 12(6):1180-1197.
- Williams SL (1988). Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Mar Ecol Prog Ser* 42:63-71. DOI: 10.3354/meps042063
- Ærtebjerg G, Andersen JH and Hansen OS (eds) (2003) Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute, 126 pp.

Bilag 1 Udpegningsgrundlaget for Habitatområde 96



Det samlede areal der er omfattet af Natura 2000 område 112, inkluderende H96.

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 96

Naturtyper:	Sandbanke (1110)	Næringsrig sø (3150)
	Vadeflade (1140)	Vandløb (3260)
	Lagune (1150)	Kalkoverdrev (6210)
	Bugt (1160)	Surt overdrev (6230)
	Rev (1170)	Tidvis våd eng (6410)
	Strandvold med enårige planter (1210)	Urtebræmme (6430)
	Strandvold med flerårige planter (1220)	Nedbrudt højmoser (7120)
	Kystklint/klippe (1230)	Kildevæld (7220)
	Enårig strandengsvegetation (1310)	Rigkær (7230)
	Strandeng (1330)	Bøg på mor (9110)
	Forklit (2110)	Bøg på muld (9130)
	Hvid klit (2120)	Ege-blandskov (9160)
	Grå/grøn klit (2130)	Skovbevokset tørvemoser (91D0)
	Kransnålalge-sø (3140)	Elle- og askeskov (91E0)
Arter:	Skæv vindelsnegl (1014)	Marsvin (1351)
	Sumpvindelsnegl (1016)	

Miljøministeriet, 2011.
Udpegningsgrundlag for H96 i Natura 2000 område 112 Lillebælt.

Bilag 2 Udpegningsgrundlag for F47

Udpegningsgrundlaget omfatter de arter, for hvilke det skal sikres, at de kan overleve og formere sig i deres udbredelsesområde. For at en art kan indgå i udpegningsgrundlaget skal arten være angivet på EF-fuglebeskyttelsesdirektivet bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1 eller regelmæssigt forekomme i antal af international eller national betydning, jf. artikel 4, stk. 2. For de arter der opfylder betingelser efter artikel 4, stk. 1 og/eller stk. 2 er det angivet i hvilke perioder af artens livscyklus denne forekommer i de udpegede beskyttelsesområder:

Y: Ynglende art.

T: Trækfugle, der opholder sig i området i internationalt betydende antal.

Miljøministeriet, 2012. Udpegningsgrundlag for F47 i Natura 2000 område 112 Lillebælt gældende fra 2013.

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 47		
Fugle:	Sangsvane (T) Bjergand (T) Ederfugl (T) Hvinand (T) Toppet skallesluger (T) Havørn (Y) Rørhøg (Y) Engsnarre (Y)	Plettet rørvagtel (Y) Klyde (Y) Brushane (Y) Fjordterne (Y) Havterne (Y) Dværgterne (Y) Mosehornugle (Y)

Bilag 3 Fiskeplan fra Danmarks Fiskeriforening



Nordensvej 3, Taulov
7000 Fredericia
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 75 45 19 28

H. C. Andersens Boulevard 37
1553 København V
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax +45 33 32 32 38

mail@dkfisk.dk
www.dkfisk.dk

1. oktober 2014

Fiskeplan for muslingefiskeri i indre danske farvande 2015

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Bælternes og Danmarks Fiskeriforening POs side, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura2000-områder i de indre danske farvande i 2015.

Mængde og områder

På baggrund af DTU Aquas bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Lillebælt fra 2013 ønsker Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening at der åbnes op for et fiskeri på 8.000 tons muslinger netto, dvs. fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller i produktionsområde 74 og 76 i 2015. Lillebælt ønskes som første prioritet men da fiskerne ikke ønsker at koncentrere fiskeriet for meget i mindre områder, ønskes der derudover mulighed for at fiske 7.000 tons muslinger netto fra produktionsområde 63, 64, 65, 66, 67 og 68 (Natura2000-område N56). Det er vigtigt for fiskeriet at proceduren med konsekvensvurderinger også viser muligheden for at åbne op for fiskeri i "nye" natura2000 områder da muslingerne i de indre Danske farvande forekommer mange steder.

For flere af natura2000 områderne tages der udgangspunkt i forældede data når antallet af muslingædende fuglearter i området opgøres. Dette er et stort problem i forhold til den mængde af muslinger der skal reserveres til fuglene inden "overskuddet" kan høstes af fiskerne. Der bør benyttes nutidige data der afspejler den faktiske bestand af fugle i områderne når udregningerne gennemføres. Derudover bør mængden af muslinger der ligger på lavt vand indgå i den samlede mængde der er tilgængelig for fuglene.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. marts – 28./29. februar, hvor der vil være sommerlukning i månederne juni, juli og august 2014. For fiskeriet i produktionsområderne 63, 64, 65, 66, 67, 68, 74 og 76 ønskes der mulighed for at kunne fiske ind til 4 meter. Det er fiskernes erfaring at der generelt ikke forekommer ålegræs på større dybde end 4 meter.

Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening vil følge DTU Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt muslingefiskeri. Da fiskeplanen er blevet udarbejdet inden årets bestandsvurdering er lavet, er mængderne, der ønskes fisket i de forskellige områder med forbehold for, at muslingebestanden i de forskellige Natura2000-områder kan bære et fiskeri af de ønskede mængder. Fiskerne har en forventning om at der i de nye områder der forslås findes større mængder af muslinger, hvilket DTU Aqua bør klarlægge.

Ud over selve fiskeriet vil der foregå et forsøgsfiskeri, der vil udgøre ca. 1 % af det samlede fiskeri. Dette forsøgsfiskeri bruges til lokalisering af yngelnedslag og fiskbare muslinger i forbindelse med selvforvaltningen. Naturerhvervstyrelsen underrettes, hver gang det ønskes at udføre prøveskrab i Natura 2000-områderne.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet af blåmuslinger i de indre danske farvande er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 "Bekendtgørelse om regulering af fiskeri efter muslinger" og bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006 "Bekendtgørelse om muslinger m.m." Der er i disse bekendtgørelser ikke opstillet begrænsning for fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura2000-området.

I Lillebælt hvor fiskeriet vil foregå, indgår naturtyperne nævnt i habitatdirektivet 1110/ "Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/ "Større lavvandede bugter og vige" samt 1170 "Rev". Der vil foregå fiskeri i naturtyperne 1110 og 1160 dog ikke på vanddybder lavere end 4 meter og dybere end 13 meter. Der er udlagt en række områder i Lillebælt som rev områder hvor der faktisk ikke forekommer sten. Erhvervet vil på det kraftigste anbefale at områderne bliver korrekt opmålt, så fiskerne kan få adgang til de områder de er berettigede til og som historisk er vigtige fangst områder.

Fiskeriet vil afhængig af data fra årets bestandsvurdering foregå i områder, hvor muslingeforekomsterne er størst og gerne med en tæthed større end 1,5 kg m² hvis muligt. Ved et fiskeri på høje tætheder af muslinger mindskes det areal, der påvirkes.

I forbindelse med fiskeri udsmyder fiskerne selv enkelte større sten, da vægten af stenene vil indgå i den enkelte fiskers ugekvote og således forringe økonomien i fiskeriet. Muslingefiskeri vil kun blive gennemført med muslingeskraber monteret med stenriste med 25 cm mellemrum. Dette fjerner muligheden for optag af enkeltliggende sten med større diameter end 25 cm.

Muslingeindustriene, der modtager muslinger fra Natura 2000-området i Lillebælt, vil registrere mængden af sten i fangsterne.

I Lillebælt er der intet overlap mellem fiskeriområdet og ålegræssets udbredelse jf. DTU Aquas oplysninger. Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 4 meter, hvor fiskeri foregår, lukkes disse delområder med kasser, der omkranser ålegræssets udbredelse. Fiskeri efter muslinger kan dog slet ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af frisk ålegræs i muslingelandinger.

Bilag 4 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

18. december 2014

Til Mynd

Vedr. konsekvensvurdering for Lillebælt

Den 11. december 2014 blev der afholdt møde mellem NaturErhvervstyrelsen, DTU-Aqua og erhvervet, hvor bestandsvurderingen for Lillebælt blev præsenteret. Bestanden af muslinger er 124.500 ton hvilket er en stigning på ca. 13.000 tons fra sidste år.

Kvote

På baggrund af seneste viden om muslingebestandens udvikling, fastsættes kvote for den kommende sæson i relation til konsekvensvurderingen til den af erhvervet ansøgte kvote på 8,000 tons. En kvote på 8,000 tons vurderes af DTU Aqua, at være bæredygtigt for bestanden.

Minimums dybdegrænse

På baggrund af ålegræs målinger flere steder i Lillebælt fastsættes minimumsdybdegrænsen til 7 meter. Ålegræs er enkelte steder registreret ud til 5 m, mens øvrige transekter viser ålegræs udbredt ud til 2-3 meter. DTU Aqua bedes tilpasse minimumsdybdegrænsen fastsat til 7 meter, såfremt beregning af den potentielle dybdegrænse ud fra sigtdybden resulterer i en potentiel dybdeudbredelse af ålegræs på større vanddybder end 7 meter.

Rev

Beskyttelse af rev tager udgangspunkt i den eksisterende kortlægning. Når Naturstyrelsen offentliggør 2012-kortlægningen, vil de udlagte forbudsområder for beskyttelse af rev, blive tilpasset i tilladelsen såfremt der er behov for det.

Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger i Lillebælt 2015

Af Pernille Nielsen, Carsten Fomsgaard Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

DTU Aqua-rapport nr. 292-2015

Februar 2015

Reference: P. Nielsen, C. Fomsgaard Nielsen, K. Geitner og J.K. Petersen. Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger i Lillebælt 2015. DTU Aqua-rapport nr. 292-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 48 pp. + bilag.

Forsidefoto: Peter Jensen

Udgivet af: Institut for Akvatiske Ressourcer, Jægersborg Allé 1, 2920 Charlottenlund, tlf. 35 88 33 00, aqua@aqua.dtu.dk, www.aqua.dtu.dk

Rekvireres: www.aqua.dtu.dk/publikationer

ISSN: 978-87-7481-203-6

ISBN: 1395-8216